



VYSOKÉ UČENÍ TECHNICKÉ V BRNĚ

BRNO UNIVERSITY OF TECHNOLOGY



FAKULTA STAVEBNÍ
ÚSTAV VODNÍHO HOSPODÁŘSTVÍ OBCÍ

FACULTY OF CIVIL ENGINEERING
INSTITUTE OF MUNICIPAL WATER MANAGEMENT

MOŽNOSTI INOVACE PROCESU ÚPRAVY VODY

WATER TREATMENT PLANTS INNOVATION OPPORTUNITIES

DIPLOMOVÁ PRÁCE
MASTER'S THESIS

AUTOR PRÁCE
AUTHOR

Bc. ZDENĚK ZELENÝ

VEDOUCÍ PRÁCE
SUPERVISOR

Ing. TOMÁŠ KUČERA, Ph.D.

BRNO 2014




VYSOKÉ UČENÍ TECHNICKÉ V BRNĚ FAKULTA STAVEBNÍ

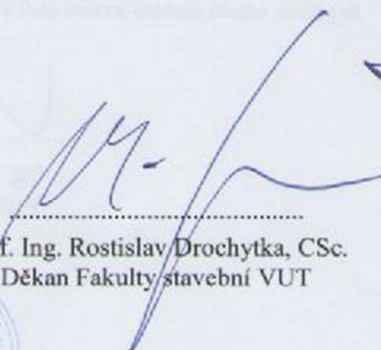
Studijní program N3607 Stavební inženýrství
Typ studijního programu Navazující magisterský studijní program s prezenční formou studia
Studijní obor 3607T027 Vodní hospodářství a vodní stavby
Pracoviště Ústav vodního hospodářství obcí

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Diplomant Bc. ZDENĚK ZELENÝ
Název Možnosti inovace procesu úpravy vody
Vedoucí diplomové práce Ing. Tomáš Kučera, Ph.D.
Datum zadání diplomové práce 31. 3. 2013
Datum odevzdání diplomové práce 17. 1. 2014

V Brně dne 31. 3. 2013


doc. Ing. Ladislav Tuhovčák, CSc.
Vedoucí ústavu


prof. Ing. Rostislav Drochytka, CSc.
Děkan Fakulty stavební VUT



ABSTRAKTY A KLÍČOVÁ SLOVA

Abstrakt

Tato diplomová práce se zabývá možnostmi inovace procesu úpravy vody. Konkrétně zkoumá možnosti využití sodného vodního skla a nanoželeza při odstraňování těžkých kovů ze surové vody při její úpravě na vodu pitnou. Pro srovnání byl využit tradičně používaný koagulant, konkrétně tekutý síran hlinitý. Úvodní část práce se věnuje možnostem úpravy povrchové vody při procesu úpravy takovéto vody na vodu pitnou. Součástí této kapitoly je popis kvality využívané surové vody, dále pak popis v současnosti používaných separačních procesů. Mimo to jsou popsány i běžně používané typy úpraven vod. Závěr úvodní části se zabývá tradičními koagulanty a tvorbě suspenze. Další část této diplomové práce se již věnuje možnostem inovace při úpravě surové vody na vodu pitnou, jsou popsány možnosti využití a vlastnosti vodního skla a nanoželeza. V následující kapitole je popsána experimentální část práce. Na ní navazují výsledky experimentální části. V poslední kapitole jsou shrnuty získané poznatky a okomentovány naměřené hodnoty z experimentální části. Součástí této práce je rovněž představení několika konkrétních projektů využívajících předkládané inovativní technologie.

Klíčová slova

pitná voda, vodní sklo, nanoželezo, úpravna vody, sklenicová optimalizační zkouška

Abstract

This master's thesis deals with the possibilities of innovation process water treatment. Specifically, to explore the use of sodium water glass and nanoiron in removing heavy metals from raw water at the drinking water treatment. For the comparison was used traditionally used coagulant, particularly liquid aluminum sulfate. The introductory part deals with the possibility of modifying the surface water during the treatment process such water into potable water. This chapter is a description of the quality of raw water used, then the description of currently used separation processes. Furthermore, they are described and commonly used types of treatment plants. Conclusion The introductory section deals with traditional coagulants and form a suspension. Another part of this master's thesis has been devoted to the possibilities of innovation in the treatment of raw waters as drinking water, describes the options and features of the use of water glass and nanoiron. The following section describes the experimental part of this thesis. It is followed by the experimental results. The last chapter summarizes the acquired knowledge and commented on the measured values of the experimental part. This work also shows several specific projects using innovative technologies presented.

Keywords

drinking water, water glass, nanoiron, water treatment plant, jar test

BIBLIOGRAFICKÁ CITACE

ZELENÝ, Zdeněk. *Možnosti inovace procesu úpravy vody*. Brno, 2014. 95 s., 8 s. příl. Diplomová práce. Vysoké učení technické v Brně, Fakulta stavební, Ústav vodního hospodářství obcí. Vedoucí práce Ing. Tomáš Kučera, Ph.D..

PROHLÁŠENÍ

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci zpracoval samostatně a že jsem uvedl všechny použité informační zdroje.

V Brně dne 17. ledna 2014

.....
podpis autora

PODĚKOVÁNÍ

Na tomto místě bych rád poděkoval za poskytnutou odbornou pomoc a dohled nad mojí činností vedoucímu mé diplomové práce Ing. Tomáši Kučerovi, Ph.D. Dále bych rád poděkoval za poskytnutá data společnosti NANO IRON, s.r.o., jmenovitě Mgr. Kateřině Štefečkové, společnosti Vodní sklo, a.s., jmenovitě obchodnímu manažerovi Radku Prchalovi a společnosti Kemwater ProChemie s.r.o., jmenovitě Jaromíru Prokešovi. V neposlední řadě bych rád poděkoval za spolupráci společnosti ALS Czech Republic, s.r.o., jmenovitě Ing. Marii Malé.

OBSAH

| | | |
|------------|---|-----------|
| 1 | ÚVOD..... | 4 |
| 2 | ÚPRAVA POVRCHOVÉ VODY | 5 |
| 2.1 | Složení a vlastnosti povrchové vody | 5 |
| 2.1.1 | Organické látky v povrchových vodách..... | 5 |
| 2.1.2 | Anorganické látky v povrchových vodách..... | 6 |
| 2.2 | Technologie úpravy povrchové vody na pitnou..... | 7 |
| 2.3 | Klasické separační procesy | 8 |
| 2.3.1 | Sedimentace | 8 |
| 2.3.2 | Filtrace | 9 |
| 2.3.3 | Čiřiče | 10 |
| 2.3.4 | Flotace | 11 |
| 2.4 | Další separační technologie | 11 |
| 2.4.1 | Adsorpce | 11 |
| 2.4.2 | Membránové procesy..... | 12 |
| 2.4.3 | Iontová výměna | 12 |
| 2.5 | Další procesy úpravy povrchových vod..... | 13 |
| 2.5.1 | Dezinfekce | 13 |
| 2.5.2 | Stabilizace | 15 |
| 2.5.3 | Změkčování vody | 16 |
| 2.5.4 | Odstraňování pachů a příchutí | 16 |
| 2.6 | Typy úpraven vody | 16 |
| 2.6.1 | Jednoduchá úprava vody bez separačního stupně | 16 |
| 2.6.2 | Úprava vody s jednostupňovou separací (jdnostupňové ÚV) | 17 |
| 2.6.3 | Úprava vody s dvoustupňovou separací (dvoustupňové ÚV) | 17 |
| 2.6.4 | Úprava vody s vícestupňovou separací, případně s doupravou vody bez použití třetího stupně separace | 18 |
| 2.7 | Tvorba suspenze..... | 18 |
| 2.7.1 | Princip koagulace..... | 19 |
| 2.7.2 | Koloidní částice a jejich elektrokinetický potenciál | 20 |
| 2.7.3 | Kinetika koagulace | 21 |
| 2.7.4 | Zařízení pro koagulaci | 23 |
| 2.7.5 | Zařízení pro homogenizační míchání..... | 24 |
| 2.7.6 | Zařízení pro agregační míchání | 28 |
| 2.8 | Koagulanty | 31 |
| 2.8.1 | Princip základních reakcí..... | 32 |
| 2.8.2 | Koagulanty na bázi hliníku | 32 |
| 2.8.3 | Koagulanty na bázi železa | 33 |
| 2.8.4 | Anorganické polymery | 33 |
| 2.8.5 | Přírodní vysokomolekulární látky..... | 33 |
| 2.8.6 | Syntetické vysokomolekulární flokulanty | 34 |
| 2.8.7 | Výhody použití polymerních flokulantů | 34 |
| 3 | MOŽNOSTI INOVACE PROCESU ÚPRAVY VODY | 36 |
| 3.1 | Vodní sklo | 36 |

| | | |
|------------|--|-----------|
| 3.1.1 | Historie vodního skla | 36 |
| 3.1.2 | Základní charakteristika | 37 |
| 3.1.3 | Aplikace využívající vodní sklo | 37 |
| 3.1.4 | Bezpečnost rozpustných křemičitanů | 38 |
| 3.1.5 | Problémy úpravené vody způsobené koagulací | 39 |
| 3.2 | Nanoželezo | 41 |
| 3.2.1 | Příprava nanočástic | 42 |
| 3.2.2 | Degradace znečišťujících látek | 43 |
| 3.2.3 | Rozklad herbicidů a pesticidů | 44 |
| 3.2.4 | Degradační bariéra | 44 |
| 3.2.5 | Rozšířená biologická úprava průmyslových odpadních vod bimetalovým nula-mocným železem | 45 |
| 4 | EXPERIMENTÁLNÍ ČÁST | 49 |
| 4.1 | Sklenicová optimalizační zkouška | 49 |
| 4.1.1 | Výpočet dávky | 49 |
| 4.1.2 | Postup | 49 |
| 4.1.3 | Kroky optimalizace | 51 |
| 4.1.4 | Hodnocení sklenicové optimalizační zkoušky | 51 |
| 4.2 | Pomůcky | 51 |
| 4.2.1 | Míchací kolona | 51 |
| 4.2.2 | Ostatní měřicí přístroje | 52 |
| 4.2.3 | Ostatní pomůcky | 53 |
| 4.3 | Použité chemikálie | 53 |
| 4.3.1 | Síran hlinitý – tekutý | 53 |
| 4.3.2 | Hydroxid vápenatý p.a. | 54 |
| 4.3.3 | Kyselina sírová | 54 |
| 4.3.4 | Chromium Trivalent Standard Solution | 54 |
| 4.3.5 | Phosphorous Standard Solution | 54 |
| 4.3.6 | Vodní sklo sodné | 54 |
| 4.3.7 | Nanoželezo | 55 |
| 4.4 | Měřené veličiny | 55 |
| 4.4.1 | Zákal | 55 |
| 4.4.2 | Teplota | 56 |
| 4.4.3 | pH | 56 |
| 5 | VÝSLEDKY EXPERIMENTÁLNÍ ČÁSTI | 57 |
| 5.1 | Síran hlinitý | 57 |
| 5.1.1 | Naměřené hodnoty | 58 |
| 5.1.2 | Shrnutí | 63 |
| 5.2 | Vodní sklo | 64 |
| 5.2.1 | Naměřené hodnoty | 65 |
| 5.2.2 | Shrnutí | 69 |
| 5.3 | Nanoželezo | 70 |
| 5.3.1 | Naměřené hodnoty | 70 |
| 5.3.2 | Shrnutí | 78 |
| 5.4 | Porovnání | 79 |
| 6 | ZÍSKANÉ POZNATKY | 82 |

| | | |
|----------|---|-----------|
| 7 | POUŽITÁ LITERATURA..... | 84 |
| | SEZNAM TABULEK | 87 |
| | SEZNAM OBRÁZKŮ | 88 |
| | SEZNAM POUŽITÝCH ZKRATEK A SYMBOLŮ | 91 |
| | SUMMARY | 94 |
| | PŘÍLOHA A – FOTODOKUMENTACE..... | 96 |

1 ÚVOD

Tato diplomová práce má za cíl představit možnosti inovací procesu úpravy vody. Po dohodě s vedoucím mé diplomové práce jsem se zaměřil na možnosti využití vodního skla a nanoželeza při úpravě surové vody z povrchového zdroje, v tomto případě se jedná o vodu z Brněnské přehrady. K ověření účinnosti těchto chemikálií byla provedena série laboratorních pokusů s cílem zjistit vhodné dávkování a pracovní postup k odstranění vybrané skupiny znečišťujících látek. Během laboratorních pokusů byl odstraňován z modelové vody odebrané z Brněnské přehrady zákal s využitím tekutého síranu hlinitého. V následující etapě laboratorního zkoumání možností použití inovativních technologií bylo zkoumáno odstranění fosforu a trojmocného chromu z modelové vody pomocí sodného vodního skla a nanoželeza.

Otázka dostatku kvalitní pitné vody je pro společnost aktuálním tématem, která s nárůstem lidské populace stále nabývá na významu. Jak všichni dobře víme, voda je základní podmínkou života na Zemi v té podobě, v jaké ji známe dnes. Proto je důležité stále hledat nové možnosti vylepšení úpravárenského procesu pro plnění neustále se zpříšňujících požadavků na jakost pitné vody. Hlavním problémem v zásobování pitnou vodou se stává zhoršující se kvalita surové vody v důsledku populačního růstu a antropogenní činnosti. Z těchto důvodů je nutné se zaměřit na inovaci procesů na úpravách vody, ale především omezit znečišťování zdrojů kvalitní surové vody a plýtvání s touto důležitou tekutinou.

Předkládaná práce se zaměřuje na úpravu povrchové vody, jako modelová voda byla využita voda z Brněnské přehrady. Takováto surová voda se nedá využít jako voda pitná bez předcházejících fyzikálních a chemických procesů, jež zaručí její vhodné fyzikální, chemické, organoleptické i bakteriologické vlastnosti v souladu s požadavky platné legislativy. Důležitou součástí procesu úpravy surové vody je tvorba suspenze, při níž dojde k destabilizaci nežádoucích příměsí a následně k jejich agregaci. Tyto agregáty se následně z vody odstraní separačními postupy v dalším kroku úpravy.

Proces tvorby suspenze je závislý na celé řadě faktorů, mezi které se řadí fyzikální a chemické. Pro optimální tvorbu suspenze jsou důležité typ a dávka destabilizačního činidla, dále pak je neméně důležité pH či druh a množství znečišťujících látek v upravované vodě. V dalším kroku je důležité zvolit vhodnou rychlost, dobu a rozložení míchání. Pro co nejefektivnější odstranění znečišťujících látek z vody je nutné proces míchání optimalizovat. V případě této diplomové práce byla použita laboratorní metoda nazvaná sklenicová optimalizační zkouška, někdy též jar test. Tento typ laboratorní zkoušky se používá pro simulování průběhu procesu tvorby suspenze a pomáhá k nastavení základních parametrů na úpravách vody.

2 ÚPRAVA POVRCHOVÉ VODY

Povrchové vody se dělí na stojaté vody a vody tekoucí. Do skupiny stojatých vod patří voda z jezer, rybníků, drobných vod, močálů, slatin, rybníků a rašelinišť. Do skupiny vod tekoucích patří prameny a studničky, bystřiny (horní toky řek), potoky a řeky (střední toky řek) a veletoky (dolní toky řek). Podle lokality se povrchové vody rozdělují na povrchové vody kontinentální a mořskou vodu. Podíl obyčejné (sladké) vody tvoří necelá 3 % zásob vody na Zemi. V České republice bylo v roce 2012 k dispozici 2 142 úpraven vody, ty celkem vyrobily 623 534 000 m³ vody. Z tohoto množství bylo 311 644 000 m³ vyrobených z povrchových zdrojů vody. [1,6]

2.1 SLOŽENÍ A VLASTNOSTI POVRCHOVÉ VODY

Povrchové vody se na zemském povrchu vyskytují trvale nebo dočasně. Vznikají z atmosféry a z podzemní vody. Povrchové vody zásobované podzemními vodami jsou silněji mineralizované, při převaze atmosférických vod je mineralizace slabší. Zastoupení uvedených zdrojů v povrchových vodách, působení klimatických jevů (srážek, teplotních poměrů), složení geologických vrstev, složení vodních přítoků určuje charakter povrchových vod. Koncentrace látek v povrchových vodách, která by neměla být vypouštěním odpadních vod ani za nejméně příznivých průtokových poměrů překročena (imisní limity) jsou stanoveny legislativou (NV ČR č. 61/2003 Sb., o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech). Z povrchových vod jsou dále vyčleněny ty, které slouží jako zdroj pitné vody a vody používané ke koupání osob. Pro tyto vody jsou ve vybraných ukazatelích stanoveny přísnější limitní koncentrace. [1,2]

Kvalita vody v tocích kolísá po délce i šířce toku, u nádrží se mění také v závislosti na hloubce. Obsah rozpuštěných látek se pohybuje obvykle od desítek po stovky miligramů v litru, vyšší hodnoty než 500 mg/l jsou ojedinělé. Kolísá také obsah rozpuštěného kyslíku. Výrazným deficitem kyslíku se vyznačují vody znečištěné organickými látkami. Hodnota pH neznečištěných povrchových vod se pohybuje od 6,0 do 8,3. U povrchových vod z rašelinišť klesá ve výjimečných případech i pod 4,0. Obsah hydrogenuhličitanů je zpravidla nízký, vyšší hodnoty se objevují jen u vod protékajících vápencovými nebo dolomitickými oblastmi. Obsah rozpuštěných forem dusíku závisí zejména na znečištění, jehož původem mohou být odpadní vody, splachy ze zemědělsky využívané půdy atd. Koncentrace jednotlivých forem nebývá u neznečištěných vod vyšší než 1 mg/l. Obsah fosforečnanů bývá nízký z důsledku jejich srážení ionty vápníku, hliníku a železa. Koncentrace se obvykle pohybují v setinách až desetinách mg/l. Stejně jako u sloučenin dusíku lze i u sloučenin fosforu pozorovat sezónní změny v jejich koncentraci. [10]

V porovnání s podzemními vodami je obsah železa a manganu v povrchových vodách velmi nízký. Souvisí to se samovolně probíhajícími procesy (oxidace, hydrolýza), při nichž se oba prvky z vody odstraňují v podobě málo rozpustné sraženiny hydratovaných oxidů. Povrchové vody obsahují jen málo oxidu uhličitého a jeho obsah bývá vyšší v zimním období. Sírany a chloridy se do povrchových vod dostávají hlavně rozpouštěním různých minerálů a také z atmosféry, jejich obsah je výrazně nižší než v podzemních vodách. [10]

2.1.1 Organické látky v povrchových vodách

Původ organických látek v přírodních vodách se dělí na přirozený a antropogenní. Do skupiny přirozeného původu patří výluhy z půdy a sedimentů a produkty životní činnosti rostlinných a živočišných organismů žijících ve vodě. Organické látky antropogenního

původu pocházejí ze splaškových a průmyslových odpadních vod, z odpadů ze zemědělství a mohou vznikat i při úpravě vody. Do skupiny organických látek patří fenoly, polyfenoly, huminové látky, lignin a ligninosulfonové kyseliny, pesticidy, karcinogenní látky, tenzidy a detergenty, nepolární extrahovatelné látky či chlorované organické látky. Tato skupina látek výrazně ovlivňuje chemické a biochemické vlastnosti vody, toxicitu, barvu vody, pach a chuť vody, pěnivost a povrchový film. [1,2]

Tab. 2.1 Limitní koncentrace organických látek a rozpuštěného kyslíku ve vodách [2]

| Látka | Rozměr | Povrchové vody | Pitná voda | Ukazatel |
|---------------------------|--------|----------------|------------|----------|
| BSK ₅ | mg/l | 6 | — | |
| CHSK _{Cr} | mg/l | 35 | — | |
| CHSK _{Mn} | mg/l | — | 3 | MH |
| Rozpuštěný O ₂ | mg/l | > 6 | — | |

Tyto organické látky jsou rozkládány procesy, které se nazývají samočištěním. Nejdůležitějším z nich je mikrobiální rozklad, jehož výsledkem je mineralizace organické hmoty. Rozhodujícím faktorem je kyslík, který určuje, jaké mikroorganismy se v samočišticím procesu uplatní a jaký bude jeho průběh i výsledek. Aerobní procesy probíhající v přítomnosti kyslíku jsou podstatně rychlejší než bezkyslíkaté procesy anaerobní, jejichž produkty jsou hnilobné a zapáchající. [2]

Hodnota BSK₅ vyjadřuje biochemickou spotřebu kyslíku, jedná se o množství kyslíku spotřebovaného mikroorganismy při aerobním rozkladu organických látek za 5 dní.

Hodnota CHSK vyjadřuje chemickou spotřebu kyslíku, udává celkové množství organických látek obsažených v upravované vodě.

2.1.2 Anorganické látky v povrchových vodách

Anorganické látky obsažené v povrchových vodách se dělí podle chemické příbuznosti na kovy, halogeny (fluor, chlor, brom, jod), sloučeniny (síry, fosforu, dusíku), oxid uhličitý a jeho iontové fenoly, látky vyskytující se jako neelektrolyty (křemík, bor, titan, plyny) a radioaktivní látky. Obsah rozpuštěných anorganických sloučenin se mění podle složení jednotlivých typů vod. [1,2]

Tab. 2.2 Koncentrace minerálních látek v přírodních vodách [2]

| Typ vody | Koncentrace minerálních látek [mg/l] |
|-----------|--------------------------------------|
| Srážková | jednotky – desítky |
| Povrchová | 200 – 300 |
| Podzemní | 300 – 500 |
| Minerální | > 1 000 |

2.2 TECHNOLOGIE ÚPRAVY POVRCHOVÉ VODY NA PITNOU

Voda jako materie nezbytná pro existenci člověka je lidmi ovlivňována v obou směrech, tj. pozitivním i negativním. Ovlivněním pozitivním můžeme nazývat úpravu vody a zlepšování její vlastnosti, negativním pak jakékoliv její znečišťování. Úprava vody je působení člověka na vodu primární za účelem získání vody upravené. Účel, pro který je voda upravována ovlivňuje způsob úpravy, metody úpravy a prostředky úpravy. Voda v přírodě je bezprostředně ovlivňována svým prostředím, ze kterého si odnáší specifický charakter a to jak po stránce fyzikálních vlastností, tak po stránce chemické a biologické. Úprava vody je tudíž rovněž odvislá od charakteru vody a míry jejího přírodního ovlivnění. Za pitnou vodu se považuje voda, která ani při trvalém požívání nevyvolá onemocnění nebo zdravotní potíže přítomností mikroorganismů nebo látek ovlivňujících akutním či chronickým, případně pozdním, způsobem zdraví spotřebitele a jeho potomstva. Musí vyhovovat smyslovým požadavkům člověka, má obsahovat dostatek biogenních prvků a nesmí mít korozivní vlastnosti. [3,10]

Tab. 2.3 Cílové imisní standardy vybraných ukazatelů pro povrchovou vodu využívanou jako zdroj vody pitné [4]

| Ukazatel | Rozměr | A1 | A2 | A3 |
|-------------------------------------|------------|------|-------|--------|
| BSK ₅ | mg/l | 3 | 4 | 5 |
| CHSK _{Cr} | mg/l | 2 | 5 | 10 |
| TOC | mg/l | 5 | 8 | 8 |
| N _c | mg/l | 1 | 2 | 3 |
| NH ₄ ⁺ | mg/l | 0,05 | 0,5 | 1,0 |
| extrahovatelné látky | mg/l | 0,1 | 0,2 | 0,5 |
| huminové látky | mg/l | 2 | 3,5 | 6 |
| tenzidy aniontové | mg/l | 0,2 | 0,2 | 0,5 |
| Fe | mg/l | 0,1 | 1 | 1 |
| Mn | mg/l | 0,05 | 0,1 | 0,5 |
| koliformní bakterie | KTJ/100 ml | 50 | 5 000 | 50 000 |
| termotolerantní koliformní bakterie | KTJ/100 ml | 20 | 2 000 | 20 000 |
| intestinální enterokoky | KTJ/100 ml | 20 | 1 000 | 10 000 |
| salmonely | v 5 000 ml | 0 | 0 | |
| teplota | °C | < 15 | < 22 | < 22 |

Povrchové vody obsahují větší koncentrace organických látek než podzemní vody. Ty jsou živným substrátem pro bakterie, jichž nacházíme v tomto prostředí podstatně větší množství. Kvalita povrchových vod je také více a bezprostředněji ovlivňována odpadními vodami, pro něž je často jejich recipientem. Hlavní složkou organického znečištění jsou v povrchových vodách huminové látky. Tyto látky jsou významnou složkou přírodních organických látek. Huminové látky jsou složité vysokomolekulární polycyklické sloučeniny

s relativní molekulovou hmotností v rozmezí několika stovek až desítek tisíců. Tyto látky se ve vodě vyskytují jako jednotlivé molekuly, nebo jsou vzájemně spojené slabými vazebnými interakcemi do supramolekulárních struktur a mohou se vyskytovat i jako micelární koloidy s hydrofobní částí molekuly umístěnou uvnitř a hydrofilní vně molekuly. Běžnou technologií úpravy povrchové vody na pitnou je proces čiření, při němž jsou především koloidní a jemně suspendované látky převáděny do separovatelné suspenze. Nedílnou součástí čiření je separace této suspenze, obvykle procesy filtračními, případně i sedimentačními. Jinými způsoby čištění povrchové vody jsou pomalá filtrace a metody využívající horninové prostředí. [4,5]

Přípustné a cílové standardy znečištění povrchových vod, které jsou využívány nebo u kterých se předpokládá jejich využití jako zdroje vody pitné, jsou uvedeny v Nařízení vlády ČR č. 61/2003 Sb., o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech. Vody se rozdělují do tří kategorií podle potřebné technologie jejich úpravy na vodu pitnou [4]:

A1 – jednoduchá fyzikální úprava, například rychlá filtrace

A2 – běžná fyzikální úprava, chemická úprava, srážení, vložkování, usazování, filtrace

A3 – intenzivní fyzikální a chemická úprava, srážení, vložkování, usazování, filtrace, adsorpce (aktivní uhlí)

U všech způsobů úpravy se počítá s koncovým hygienickým zabezpečením jakosti pitné vody.

Pro úpravu surové vody na vodu pitnou se používají tři základní skupiny technologických procesů podle základního principu, jedná se o procesy fyzikální, chemické a biologické a mikrobiologické. Mezi fyzikální procesy patří cezení vody, hrubé či jemné odlučování nečistot, mechanické provzdušnění (aerace) vody, prostá flotace vody, prostá sedimentace vody, prostá (mechanická) filtrace vody či adsorpce vody. Do skupiny chemických procesů se řadí koagulace po nadávkování chemikálií, flokulace po nadávkování chemikálií, flotace nadávkované vody, čiření nadávkované vody, sedimentace nadávkované vody, koagulační filtrace nadávkované vody, filtrace nadávkované vody, chemické odželezování a odmanganování vody, chemické odkyselení vody, chemické zušlechťování vody (například následná ozonizace), dezinfekce vody, iontová výměna a některé další procesy. Do poslední skupiny, biologických a mikrobiologických procesů, patří likvidace producentů konzumenty (děje se v přírodním prostředí mimo úpravnu vody), likvidace organického či anorganického znečištění působením mikroorganismů živočišného nebo rostlinného původu (jedná se o aerobní mikroorganismy a řasy). Jako voda k úpravě na pitnou vodu pro zásobování obyvatelstva jsou vhodné kategorie A1 a A2, voda kategorie A3 je méně vhodná. [3,10]

2.3 KLASICKÉ SEPARAČNÍ PROCESY

2.3.1 Sedimentace

Sedimentace patří k nejrozšířenějším separačním procesům v technologii úpravy vody. Sedimentace (usazování) je významný proces separace tuhé fáze směsi přírodních suspendovaných látek a látek vzniklých při koagulaci od fáze kapalné, tj. upravované vody. Separace tuhých částic vzniká vlivem gravitace. Z usazovaných částic suspenze vzniká sediment, označovaný při úpravě vody kal. Podle charakteru částic rozeznáváme zrnitou a vločkovitou suspenzi. Podle koncentrace suspenze rozlišujeme sedimentaci jednoduchou, rušenou a zahušťování. Sedimentací lze z vody odstranit až 90 % suspendovaných látek.

Účinnost tohoto procesu je závislá především na tvaru a velikosti částic a na rychlosti proudění vody. Zatímco hrubé suspendované látky se odstraňují snadno, jemné suspendované látky sedimentují pomalu a účinnost sedimentace je nižší. [3,8,9]

Tento proces je v procesu úpravy vody využíván jako první separační stupeň. Jedná se o nejrozšířenější technologii I. separačního stupně. V úpravě pitné vody nelze sedimentaci navrhnout jako jediný separační stupeň, tj. pro jednostupňovou úpravu vody. Sedimentace je proces kopírující v podmínkách úpravny vody standardní proces úpravy vody v přírodě. Významným faktorem v sedimentaci v podmínkách úpravny vody je skutečnost, že při chemické úpravě vody dochází na rozdíl od přírody k chemické přípravě suspenze, která je následně podrobována separaci sedimentací. V ojedinělých případech, kdy voda není upravována chemicky, dochází k prosté sedimentaci suspendovaných látek. Látky rozpuštěné a koloidní při takovém způsobu sedimentace nejsou sedimentací odstraňovány. Usazováním vloček se z vody odstraňují látky navázané na tyto vločky. Odstraněné množství nerozpuštěných látek je závislé na množství látek, které se dokáží do vloček navázat. [3,9]

Při úpravě pitné vody je sedimentace navrhována zejména u povrchových vod s vysokým stupněm zátěže v běžných podmínkách, či často se vyskytujícími zhoršenými podmínkami (např. okalové vody, tání sněhu). Voda je před vstupem do sedimentace předupravována. Tato předúprava spočívá například v nadávkování koagulantu, ozonizaci či oxidaci. Prostá sedimentace hrubých suspendovaných látek je navrhována v rámci mechanické předúpravy surové povrchové (zejména tekoucí) vody. [3]

Proces sedimentace probíhá dle obecných fyzikálních zákonů. Při sedimentaci na částice působí tři základní síly – tíha, vztlak a odpor prostředí. Tíha a vztlak jsou konstantní a odpor prostředí závisí na hustotě kapaliny, její viskozitě, tíhovém zrychlení, tvaru částice a jejích rozměrech a zvyšuje se s rychlostí klesání. Kapalně prostředí klade značně větší odpor částicím nepravidelného tvaru než částicím kulovým. Nejjednodušší možností použití sedimentace je navržení podélné obdélníkové usazovací nádrže s horizontálním průtokem, kdy na jedné straně voda přitéká a na druhé odtéká. Tyto obdélníkové nádrže jsou díky poměrně snadnému řešení stavební konstrukce nejčastěji navrhovanými. Dále jsou používány usazovací nádrže s radiálním horizontálním průtokem, u nichž je voda přiváděna do středu a odtéká přes vnější hranu. Jsou navrhovány i kruhové usazovací nádrže s vertikálním průtokem, ty jsou výhodné plošně, avšak mají velkou stavební výšku. Poslední skupinou navrhovaných usazovacích nádrží jsou patrové a lamelové usazovací nádrže, v praxi se příliš nevyužívají pro jejich velkou poruchovost. [3,9]

2.3.2 Filtrace

Filtrace je proces, kterým se z vody odstraňují částice nerozpuštěných látek určité velikosti. Obvykle se rozlišují základní dva druhy filtrace, a to filtrace přes vrstvu zrnitého materiálu označovaná jako objemová filtrace a filtrace na filtrační přepážce označovaná jako náplavná či koláčová. Jedná se o nejčastěji používaný proces v úpravě vody a řadí se do skupiny procesů s názvem separace. Pokud surová voda obsahuje některé z pevných látek ve formě suspendovaných, koloidních či rozpuštěných, je třeba po jisté předúpravě provést jejich odseparování. Pokud je nutné v rámci úpravy vody provádět separaci pevných látek, tak filtrace vždy tvoří jeden ze stupňů separace a to jak při jednostupňové úpravě, kdy je jediným článkem separace, tak při dvoustupňové a vícestupňové úpravě, kdy je zpravidla druhým, či posledním článkem separace. [3,7,10]

Zachycování částic nerozpuštěných látek probíhá na základě procesů mechanického cezení, kdy částice větších rozměrů nepronikne do menší mezery, adsorpce působením hmotnostních

van der Waalsových a elektrostatických Coulombových sil. Kromě toho se uplatňuje chemické působení filtrační vrstvy u aktivních materiálů, např. při odkyselování, odželezování a odmanganování vod a biologické působení oživení na filtrační vrstvě, zejména u pomalé filtrace. [10]

Ve vodárenství se téměř u 100 % případů používá objemová filtrace. Tato filtrace se dělí na pomalou filtraci (tzv. anglickou) a rychlou filtraci (rychlou filtraci). Základním principem je zachycování částic nečistot v přirozeném stavu nebo po předchozí předúpravě (oxidaci, koagulaci aj.) ve vrstvě zrnitého materiálu, který tvoří filtrační lože. Jako filtrační materiál se používá křemičitý písek, kamenné uhlí, antracit, křemelina, plast apod. Zrnitý filtrační materiál musí splňovat dva významné technické požadavky, kterými jsou dostatečná odolnost proti otěru a chemická stálost. Mezi další sledované parametry filtračních materiálů patří stejnozrnnost, tvar zrn (za optimální se považuje kulový tvar), mezerovitost, či měrná hmotnost zrn. [3,10]

Náplavná filtrace se používá spíše v průmyslové vodě a při úpravě vody pro speciální účely. U náplavné filtrace se částice nerozpuštěných látek zachycují na vrstvě materiálu, naplaveného v tenké vrstvě na nosné vrstvě, sloužící jako filtrační přepážka, z tkaniny ze syntetických vláken, jemného pletiva apod. ještě před zahájením filtračního cyklu. Na tuto podložku se naplavuje mostící vrstva z jemného materiálu. Naplavovaným materiálem bývá rozsivková zemina (diatomit), perlit, celulózové materiály, křemelina, drcený koks aj. [3,10]

Největší předností pomalé biologické filtrace je její analogie s čistícími procesy zejména povrchových vod v přírodě. Proto je snahou vytvořit v prostředí úpravy vody takové umělé podmínky, aby přírodní proces odbourávání nečistot z vody probíhal v podobě co nejvíce odpovídající podmínkám přírodním. Tento způsob filtrace patří mezi nejstarší používané. Kromě fyzikálně chemických procesů probíhají na náplni filtru i procesy biochemické. Technologicky nejúčinnější i nejhodnotnější je horní vrstva písku, tzv. biologická blána, s intenzivním oživením aerobními mikroorganismy, zvláště řasami. Na tuto biologickou blánu se také látky, především koloidní a suspendované, adsorbují. Substrátem mikroorganismů je organická hmota obsažená ve vodě, která je tímto procesem mineralizována. Biologická blána se vytvoří na povrchu jemného písku do hloubky 1 až 2 cm. Po čase je nutná regenerace filtru prováděná sejmutím vrchní vrstvy písku a nakypřením. [3,4,10]

Biologický způsob úpravy vody a tomu odpovídající filtrační rychlost limitují výkon pomalé filtrace. Vyrůstající potřeba vody a kvalita surové vody vedly k rychlé filtraci. V současnosti je rychlá filtrace vůbec nejpoužívanější technologií ve vodárenství. Nevyužívá biologického způsobu úpravy, využívá pouze fyzikálního a chemického principu filtrace, což podstatně zvyšuje filtrační rychlost. Jedná se o proces separace suspendovaných částic z vody průtokem přes hlubokou vrstvu zrn písku. Rychlofiltry se liší od pomalých filtrů hrubší zrnitostí filtrační náplně, vyšší filtrační rychlostí a tím i menší potřebnou filtrační plochou. Rychlofiltrace je obvykle závěrečným procesem při čiření vody. Zachytává zbývající vločky, které nebyly odstraněny sedimentací v reaktorech. Náplň rychlofiltrů obvykle tvoří vodárenský písek definované zrnitosti. Rychlofiltry jsou konstruovány jako otevřené, nebo uzavřené. [3,4,10]

2.3.3 Čiřiče

Čiřením se označuje soubor procesů, kterými se z vody odstraňují především částice koloidně dispergovaných látek anorganického i organického původu. Hlavním procesem je koagulace – shlukování koloidních částic do větších agregátů, které lze z vody odstranit usazováním, flotací nebo filtrací. Tyto separační procesy jsou součástí čiření, při němž se uplatňuje i sorpce organických vysokomolekulárních látek na vytvořených agregátech. Čiření

je nejběžnější způsob úpravy povrchových vod. Spočívá v dávkování roztoků hydrolyzujících solí – koagulantů, které reakcí s vodou poskytují hydroxidy. Číření je komplexní proces zahrnující chemické reakce i fyzikálně chemické a hydraulické procesy. Podstatou je shlukování koloidních částic do větších agregátů. [7,10]

Čiřiče s vločkovým mrakem jsou úpravárenská zařízení využívající pro úpravu vody efekt průchodu upravované vody přes „vločkový mrak“, který je udržován ve vznosu buď hydraulicky, nebo mechanicky. V úpravě pitné vody jsou využívány jako I. stupeň separace nečistot z vody, nikdy nejsou finálním úpravárenským zařízením. Průchod upravované vody vločkovým mrakem je v podstatě separace vloček vzniklých při koagulaci a jejich zachycení ve vznášeném vločkovém mraku. Vločkový mrak je po hydraulické stránce vznášená vrstva vloček různých velikostí a tvarů vzniklých při koagulaci a následné flokulaci. Vznášení vločkového mraku probíhá v mírně turbulentní oblasti proudění. Základní dělení čiřičů je na čiřiče s hydraulickým vznosem vločkového mraku, čiřiče s mechanickým vznosem vločkového mraku, čiřiče s cirkulací kalu a čiřiče s periodicky se měnícím průtokem. [3]

2.3.4 Flotace

Flotace je technologický proces vhodný pro separaci suspendovaných látek, mikroorganismů a částic, které vznikly koagulací, případně koagulací s následnou flokulací z kapaliny. Jedná se o fyzikální děj, při kterém na rozdíl od sedimentace dochází k vynášení pevných, v kapalině suspendovaných částic mikrobublínkami plynu k hladině, kde se postupně tvoří stabilní kompaktní vrstva zahuštěných suspendovaných částic, odebíraná různými způsoby. Tuto metodu lze použít podle konkrétních podmínek a znečištění bez dávkování koagulačních činidel nebo s předchozí koagulací. [3,10]

Flotaci rozpuštěným vzduchem (DAF) je možno použít jako první separační stupeň buď místo čiřičů, nebo s nimi. Tato technologie může být využita například v rámci havarijních opatření na úpravě vody jako technologie s vyšší účinností pro odstranění mikroorganismů, organických látek s nízkou specifickou hmotností a dalších separovatelných částic znečištění v případech, kdy nepostačuje číření a gravitační sedimentace. Vysoká separační účinnost procesu flotace rozpuštěným vzduchem je vhodná pro úpravu povrchových silně eutrofizovaných vod a je vhodná pro vody zabarvené, zakalené, vody s vysokým obsahem železa a manganu a vody s nízkou teplotou. Při úpravě vody užitkové v určitých případech je možno flotaci zařadit jako jediný separační stupeň. [3,10]

2.4 DALŠÍ SEPARAČNÍ TECHNOLOGIE

2.4.1 Adsorpce

Adsorpcí se nazývá zachycování plynů, par a rozpuštěných látek na povrchu pevných látek (adsorbentů). Z vody lze adsorpcí odstranit například organické látky, pach, zbarvení, huminové látky atd. Pro adsorpci se používá aktivní uhlí nebo jiné sorpční materiály s velkým adsorpčním povrchem. K tomuto jevu dochází na mezifázovém rozhraní. V případě vodního prostředí se některé látky obsažené ve vodě (adsorbát) hromadí na povrchu pevné fáze – adsorbentu (sorbertu). Sorpci umožňují mezimolekulární (van der Waalsovy) síly, chemická vazba mezi adsorbentem a adsorbátem (chemisorpce) a přitažlivost částic elektrickými silami v důsledku jejich opačného náboje (iontová sorpce). [4,5,10]

Proces adsorpce je vhodný pro odstraňování nízkomolekulárních organických látek neodstranitelných koagulací a biologicky odbouratelného organického uhlíku. Velmi vhodná a účinná je pro odstranění těchto složek sorpce na zrněném aktivním uhlí s předřazenou

oxidací (nejčastěji ozonizací). Tímto postupem je rovněž možné omezit tvorbu biofilmů v rozvodné síti a tím zabránit sekundárnímu znečištění pitné vody při její dopravě ke spotřebiteli. Adsorpce se používá pro zlepšování organoleptických vlastností, odstraňování pesticidů, huminových látek, trihalomethanů, uhlovodíků a pro dechloraci. Ve vodárenství se většinou používají zrněné aktivní uhlí, práškové aktivní uhlí a sorpční hmoty (na bázi měničů iontů, křemičitanů nebo hlinitokřemičitanů). Specifická plocha aktivního uhlí bývá okolo 1 000 m²/g, někdy i větší. [4,5,10]

2.4.2 Membránové procesy

Při tlakové membránové filtraci představuje membrána bariéru mezi zahuštěnou surovou vodou obsahující odstraňované látky (retentátem, koncentrátem) a produktem (permeátem). Transport látek skrz membránu je ovlivněn mnoha faktory, zejména pak vlastnostmi membrány, nejdůležitějšími jsou velikost pórů, struktura, materiál a povrchový náboj, dále pak vlastnosti látek přítomných v surové vodě a interakce těchto látek s membránou. Membránové procesy jsou založené na schopnosti semipermeabilních membrán zachycovat ve vodě přítomné částice určité velikosti, případně určitého elektrického náboje. Do skupiny membránových procesů patří mikrofiltrace, ultrafiltrace, nanofiltrace a reverzní osmóza. Hlavním kladem membránových procesů při odstraňování zákalu jsou dlouhodobě stálé nízké hodnoty zákalu v permeátu. Díky tomu se tyto filtrace začaly rychle využívat pro povrchové vody, u nichž se vyžaduje konečná úroveň hodnoty zákalu ve vodě 0,3 ntu (nefelometrická jednotka zákalu, též označovaná ZF) a méně u 95-ti % vzorků v jednotlivých měsících. Membrány poskytují výsledky s konzistentní kvalitou filtrátu a to téměř bez ohledu na kvalitu napájecí vody. [5,10,11]

V počátečních fázích vývoje MF/UF membrán dominovaly polymerní materiály, především polyethersulfon a polypropylen. Ty byly postupně vytlačeny polyvinilidendifluoridem. Postupně se objevují další polymery, které by se daly využívat pro výrobu membrán, například polytetrafluorethylen. Pro řešení problémů s porušováním integrity polymerních membrán z dutých vláken je třeba hledat odolnější a masivnější konfigurace i materiály. I když ne zcela nově, ale s novým potenciálem se nabízí možnost využití keramických mikrofiltračních membrán. Každý materiál má své výhody a nevýhody pro provoz a údržbu, to je třeba zvážit při hledání správné membrány pro membránové aplikace. V současném vodárenství jsou membránové procesy využívány minimálně. Jejich použití se vyskytuje spíše v oblasti výroby speciálních průmyslových vod v celé řadě odvětví. [3,11]

2.4.3 Iontová výměna

Výměna iontů je vratný difuzní proces, při kterém jsou některé ionty v roztoku zachycovány na skeletu ionexu. Současně jsou v roztoku nahrazovány stejně nabitými jinými ionty z ionexu. Výměna iontů se uplatňuje v různých průmyslových odvětvích. Měníče iontů (ionexy) jsou vysokomolekulární látky, nesoucí na svém skeletu funkční skupiny, které jsou disociovatelné. Při disociaci těchto funkčních skupin se uvolňují jednoduché ionty, zvané protiionty, kdežto funkční skupiny jsou pak nabitý nábojem opačným. Protiionty jsou ke zbytku ionexu, nesoucího funkční skupiny, vázány nepříliš pevnými vazbami opačných elektrických nábojů a jsou za vhodných podmínek vyměnitelné za jiné ionty, obsažené ve vodném roztoku, s nímž je ionex ve styku. [2,10]

V technologii vody patří k nejznámějším aplikacím iontové výměny odstraňování vápníku a hořčíku, odstraňování hydrogenuhličitanů, deionizace, demineralizace, desilikace, odstraňování amonných iontů, odstraňování dusičnanů a odstraňování organických látek. Podle náboje disociované funkční skupiny se rozlišují dva druhy ionexů [2,10]:

Katexy – vyměňují kationty, protože jejich funkční skupiny mají záporný náboj.

Anexy – vyměňují anionty, protože jejich funkční skupiny mají kladný náboj.

Dělení ionexů a nosiče funkčních skupin [2]:

- Katexy silně kyselé. Mají funkční skupiny $-\text{SO}_3^-$ a pracují v H^+ -cyklu nebo Na^+ -cyklu. Jsou účinné bez omezení, tj. v kyselé i alkalické oblasti.
- Katexy slabě kyselé. Mají funkční skupiny $-\text{COOH}$ a pracují v H^+ -cyklu. Jsou účinné jen v alkalicky reagujících roztocích, neboť v kyselém prostředí je potlačena disociace funkční skupiny: $-\text{COO}^- + \text{H}^+ \rightarrow -\text{COOH}$. V nedisociované formě je funkční skupina neúčinná.
- Anexy silně zásadité jsou dvojího typu a pracují v OH^- -cyklu nebo v Cl^- -cyklu. Jsou účinné bez omezení, tj. v kyselé i alkalické oblasti pH.
- Anexy slabě zásadité mají funkční skupiny tvořené primárními, sekundárními nebo terciálními aminy



2.5 DALŠÍ PROCESY ÚPRAVY POVRCHOVÝCH VOD

2.5.1 Dezinfekce

I upravené přírodní vody mohou obsahovat choroboplodné zárodky a jsou pak zdravotně závadné. Proto je nutné při užití vody k pitným účelům v ní veškeré organismy (bakterie, viry, prvoky aj.) usmrtit, což se nazývá dezinfekce vody. Ta se provádí po úpravě přírodních vod na vodu pitnou a preventivně i u neupravovaných podzemních vod sloužících k hromadnému zásobení obyvatel. Primární dezinfekce je součástí vlastního procesu úpravy vody na vodu pitnou. Sekundární dezinfekce se používá k hygienickému zabezpečení pitné vody v distribuční síti. Běžně užívané způsoby dezinfekce vody lze rozdělit podle účinku na látky silně oxidační a současně baktericidní (usmrcující bakterie), látky s oligodynamickým účinkem a fyzikální metody. [4,10]

Jednotlivá dezinfekční činidla se vyznačují různou účinností, která závisí na vlastnostech vody, na druhu a počtu organismů, bakterií a virů přítomných ve vodě a na jejich odolnosti vůči dezinfekčním činidlům. Účinnost je také přímo úměrná dávce a době působení dezinfekčního činidla. Dávka dezinfekčního činidla musí v první řadě zajišťovat dostatečnou zbytkovou koncentraci garantující mikrobiologickou kvalitu v celém systému. Současně musí být minimalizována tvorba vedlejších produktů dezinfekce. Podle přítomnosti chloru v dezinfekci se dezinfekční činidla dělí na dezinfekční činidla na bázi chlóru, tak patří plynný chlór Cl_2 , oxid chloričitý (chlordioxid) ClO_2 , chlornan sodný NaClO , chlorové vápno a chloramin. Druhou skupinou jsou dezinfekční činidla bezchlórová, tam patří ozón O_3 , UV záření a oligodynamické účinky kovů. [3,4,10]

Plynný chlór a jeho sloučeniny je nejčastěji používaným dezinfekčním činidlem, zejména kvůli jeho silným dezinfekčním a oxidačním účinkům. Používá se také pro předúpravu (podzemních vod) jako velmi silné oxidovadlo. Chlór je dobře rozpustný ve vodě a lze jej snadno skladovat i dávkovat. Účinnost závisí na koncentraci chlóru a době jeho působení, dále na pH, teplotě a chemickém složení vody. Se zvyšující se teplotou roste účinnost chlorace, ale snižuje se stálost chlóru. Výhodou chlóru a jeho sloučenin je poměrně nízká

cena, dostupnost a relativní stálost ve vodných roztocích i jednoduchost dávkovacích zařízení. [3,4,10]

Oxid chloričitý (chlordioxid) je nestálý, explozivní a z bezpečnostních důvodů se nepřevážuje, proto se připravuje přímo na úpravnách vody. Má silné oxidační a dezinfekční účinky, je několikanásobně účinnější než plynný chlór, odstraňuje lépe barvu i zápach vody. Dezinfekční účinek je nezávislý na pH. Za nevýhody lze označit nutnost výroby na místě, vyšší provozní náklady, složitější obsluhu a nižší rozpustnost ve vodě než u chlóru (avšak lepší než u ozónu). [3,4]

Chlornan sodný je často používané dezinfekční činidlo u menších úpraven vody z důvodu méně náročných požadavků na obsluhu. Chlornan sodný je asi 7x méně účinný než plynný chlór. Také potřebuje delší dobu kontaktu s vodou. Dávkováním chlornanu se zvyšuje pH upravované vody. [3,10]

Tab. 2.4 Výhody a nevýhody použití jednotlivých dezinfekčních činidel [10]

| Činidlo | E_0 [V] | Prim. dez. | Sek. dez. | Výhody | Nevýhody |
|--------------------------------------|--------------|---------------|--------------|--|---|
| ozón O_3 | 2,07 | ano | ne | nejsilnější dezinfekční a oxidační činidlo, působí na bakterie i viry, velmi účinné pro primární dezinfekci | výroba na místě v ozonizátoru, musí se z vody odstranit, nedá se použít pro hygienické zabezpečení |
| chlór Cl_2 | 1,36 | ano | ano | poměrně nízká cena, menší provozní náklady, dostupnost a relativní stálost ve vodných roztocích, jednoduchost dávkovacích zařízení | tvorba vedlejších produktů dezinfekce, příp. chlorfenolů, závislost účinnosti na pH |
| chlornan sodný, chlornan vápenatý | | ano | ano | poměrně nízká cena, menší provozní náklady, dostupnost a relativní stálost ve vodných roztocích, jednoduchost dávkovacích zařízení | tvorba vedlejších produktů dezinfekce, příp. chlorfenolů, závislost účinnosti na pH |
| chloramin NH_2Cl | 1,16 | ano | ano | jsou stálejší a při reakci s prekursory produkují nesrovnatelně nižší koncentrace haloformů | slabší dezinfekční činidlo, menší dezinfekční účinnost, nedoporučují se pro primární dezinfekci |
| oxid chloričitý ClO_2 | 0,95 | ano | ano | nezávislost účinnosti na pH, menší tvorba trihalogenmethanů | větší provozní náklady, komplikovaný provoz, nelze jej stlačit a skladovat, vznik nežádoucích sloučenin |
| UV záření | | ano | ne | k vodě se nepřidávají chemické látky, nevznikají hygienicky závadné sloučeniny | nedá se použít pro hygienické zabezpečení, možnost sekundární kontaminace |

Ozón je alotropickou modifikací kyslíku s tříatomovými molekulami. Jedná se o nejsilnější dezinfekční (i oxidační) činidlo ze všech v současnosti používaných. Ozón je vyráběn v ozonizátorech z kyslíku (vzdušný, kapalný nebo generovaný) a energie. Z 1 m³ vzduchu, který obsahuje cca 300 g O₂, lze získat 5 – 10 g ozónu. Výhodou tohoto plynu je vysoká účinnost. V porovnání s chlórem má stejné výhody i nevýhody jako oxid chloričitý. Používá se pouze pro primární dezinfekci. Často se navrhuje pro preoxidaci surové vody, oxidaci za prvním separačním stupněm, anebo před filtry se zrněným aktivním uhlím obvykle pro zvýšení efektu eliminace organických látek a organismů z vody. Pro hygienické zabezpečení se nepoužívá z důvodu možnosti sekundární kontaminace vody. [3,4,10]

UV záření patří mezi fyzikální metody dezinfekce pitné vody. Toto záření vykazuje účinný dermicitní efekt ve spektrální oblasti 200 – 300 nm, nejúčinnější je při vlnové délce 254 nm, což souvisí s absorpčním maximem nukleových kyselin, které UV záření rozkládá. K inaktivaci patogenních bakterií a virů s účinností snížení jejich počtu o 4 řády při výše uvedené vlnové délce je zapotřebí intenzity 400 J/m². Nevýhodou je opět pouze lokální účinnost (podobně jako např. u ozónu) a také vyšší nároky na energii. Velkou předností dezinfekce vody UV zářením je skutečnost, že se k vodě nepřidávají látky s oxidačním účinkem a nedochází proto k indukovanému znečištění. Současně odpadá manipulace s chemikáliemi a kontrola jejich dávkování. [3,10]

Ionty některých kovů, zejména stříbra a mědi, mají schopnost i v nepatrných koncentracích ničit mikroorganismy. Tento účinek, zvaný oligodynamický, spočívá v blokování enzymů vlivem iontů Ag⁺, příp. Cu²⁺. Tento způsob je vhodný pro dezinfekci nepříliš kontaminovaných vod. Ve vodárenství se tato metoda dezinfekce využívá málo, častěji je nasazována v balneotechnice, používá se například skalice modrá CuSO₄. [3,4]

2.5.2 Stabilizace

Stabilizace se používá tehdy, pokud se vody určené k zásobování obyvatelstva vyznačují nízkým obsahem vápníku a hořčíku a také nízkou KNK_{4,5}. Povrchové vody bývají často velmi měkké a mají takový deficit CO₂, že přidáváním vápna je není možné uvést do vápenato-uhličitanové rovnováhy. K účinnému odstranění korozivních vlastností těchto vod je třeba zvýšit hodnotu pH, tvrdost a solnost, což je podmíněno obohacením upravované vody o CO₂ a ionty Ca²⁺ a HCO³⁻. Tyto měkké vody se vyznačují značnou agresivitou vůči betonu i oceli. U takovéto vody dochází při dezinfekci chlórem k poklesu pH a v potrubí, nádržích i technologickém zařízení dochází za spolupůsobení kyslíku ke korozi. Vedle korozivních vlastností vody není měkká voda z hlediska organoleptických vlastností vhodná pro pitné účely. Z těchto důvodů je třeba v rámci úpravy vody, případně doupravy vody zařadit proces ztvrzování vody. [3,10]

Při procesu ztvrzování dochází ke zvýšení pH, tvrdosti a solnosti vody. Oxid uhličitý lze do vody přidávat přímým, či nepřímým způsobem. Nepřímý způsob se kombinuje s chemickým čiřením. Vodu lze stabilizovat oxidem uhličitým a vápnem, přičemž se syčení vody oxidem uhličitým obvykle provádí v kontaktních věžích. Vápenné mléko se přidává až k nasycené vodě, zabrání se tak vylučování CaCO₃ z vody v místech přivádění CO₂. Další možností je použití oxidu uhličitého a filtrace vody bazickými materiály, nebo hydrogenuhličitanu sodného a solí vápníku. Mezi další způsoby patří např. stabilizace hydrogenuhličitanem sodným a hydroxidem vápenatým, uhličitanem sodným a oxidem uhličitým, kyselinou sírovou a uhličitanem vápenatým. [3,10]

2.5.3 Změkčování vody

Tvrdost vody je způsobena všemi dvou a vícemocnými kationty obsaženými ve vodě. Nejčastěji se jedná o vápník a hořčík. Způsoby snižování vápenatých a hořečnatých iontů ve vodě se při úpravě na vodu pitnou používají zřídka a to pouze u velmi tvrdých vod s extrémně vysokým obsahem těchto iontů. Důvodem pro změkčení vody bývá riziko tvorby nadměrných inkrustací. V klasickém vodárenství nejčastěji vystačíme s částečným změkčováním, označovaným také dekarbonizací, při němž se odstraňuje pouze tvrdost karbonátová. [10]

2.5.4 Odstraňování pachů a příchutí

I po úpravě vody v jednostupňové či vícestupňové úpravně vody se v pitné vodě mohou vyskytovat problémy organoleptického charakteru, zejména pachy a chuťové závady vody. Původní úroveň těchto negativních vlastností vyskytujících se v surové vodě se může za jistých okolností v důsledku chemické úpravy ještě zvýraznit. Primární příčinou organoleptických závad povrchových vod z nádrží je ovlivnění vegetativní činnosti živých mikroorganismů (období jejich sezónního rozvoje) a dále metabolity jejich činností. U povrchových vod s nízkou hladinou a zabahněním dna jako jsou malé vodní nádrže a rybníky se vyskytují různé zápachy, například po rybině. Část těchto pachů a příchutí prochází úpravou vody a dostává se do vody upravené. Případně jinak nepostřehnutelná chuťová a pachová negativa se projeví například při hygienickém zabezpečení chlórem či jeho sloučeninami tím, že se tyto vlastnosti ve spojení s chlórem zvýrazní. [3]

Existují v zásadě dva typy metod použitelných k odstranění pachů a příchutí z upravené vody, jedná se o metody fyzikální využívající těkavosti pachotvorných látek a jejich schopnosti adsorbovat se na povrchu aktivních látek. Druhou skupinou používaných metod jsou metody chemické, jimiž pachy odstraňujeme tzv. překrýváním a tím je měníme v jiné formy. Obě skupiny metod se často kombinují. [3]

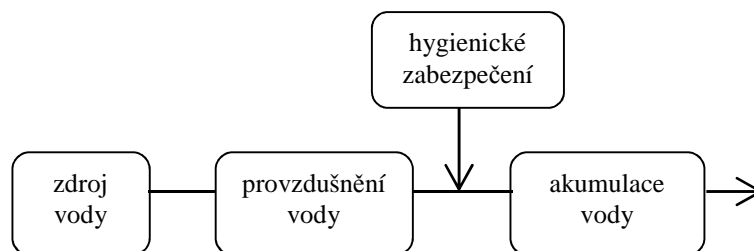
2.6 TYPY ÚPRAVEN VODY

Kvalita vody a účel, pro který je voda upravována přímo ovlivňují složitost úpravy vody a volbu metod, či způsobu úpravy. V zásadě existují čtyři typy úpraven vody dle kritéria rozsahu úpravy. Jedná se o jednoduchou úpravu vody bez separačního stupně, úpravu vody s jednostupňovou separací, úpravu vody s dvojestupňovou separací a úpravu vody s vícestupňovou separací, případně s doupravou vody bez použití třetího stupně separace. [3]

2.6.1 Jednoduchá úprava vody bez separačního stupně

Tento způsob úpravy vody se nechá použít pouze u zdrojů minimálně přírodně negativně ovlivněných, či minimálně znečištěných. Mezi takové úpravy patří mechanické provzdušnění (aerace) vody. Tato úprava se provádí převážně u vody podzemní s minimálním obsahem organických látek a s minimálním obsahem dvojmocného železa a manganu. [3]

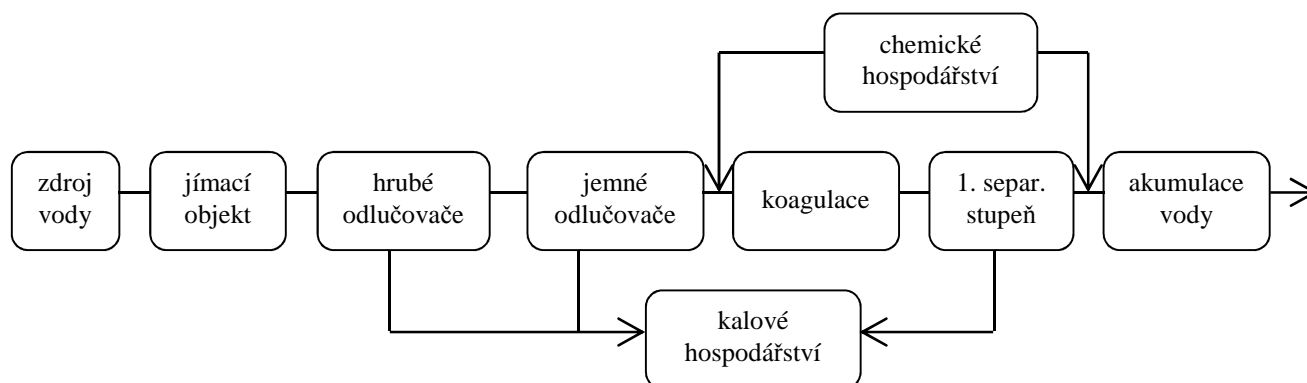
Takto upravená voda rovněž musí mít vhodné množství aniontů odpovídajících požadavkům na upravenou vodu. Aerací se z vody odstraní nežádoucí plyny a pachy, jedná se o odstranění volného oxidu uhličitého, sirovodíku, bahenního plynu, či methanu aj. Někdy je aerace navrhována naopak k oxidaci vody. S ohledem na převládající důvod takto koncipovaných úpraven vody, kterým je odstranění oxidu uhličitého, se často v praxi tyto úpravy nazývají odkyselovací. [3]



Obr. 2.1 Blokové schéma jednostupňové úpravy vody bez separačního stupně [3]

2.6.2 Úprava vody s jednostupňovou separací (jdnostupňové ÚV)

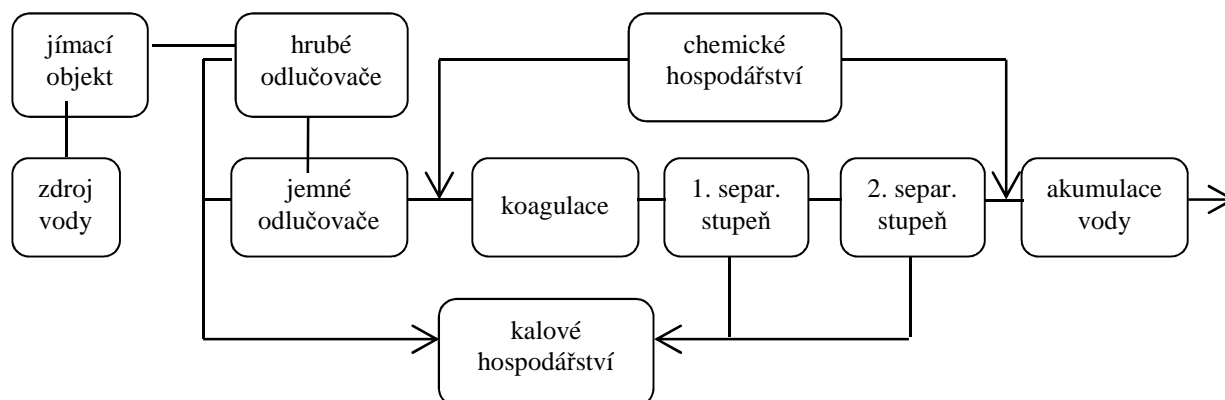
Úpravny s jedním stupněm separace provádí separaci na jednom separačním zařízení vloženém do technologické linky úpravy vody. V případě úpravy pitné vody je tímto stupněm vždy filtrace, jedná se buď o pomalou biologickou filtraci, mechanickou prostou filtraci s filtrovanou vodou bez aplikace koagulantu, nebo koagulační filtrace s aplikací koagulantu. U takovéto úpravy je většinou třeba provést předúpravu a doúpravu vody. U povrchové vody bude součástí předúpravy koagulace a flokulace. Následně bude probíhat koagulační filtrace ve stupni separace. Jako doúprava může být provedena alkalizace za účelem úpravy pH výsledné upravené vody a rovněž v každém případě dezinfekce vody před její akumulací a distribucí do spotřebiště. [3]



Obr. 2.2 Blokové schéma úpravy vody s jednostupňovou separací [3]

2.6.3 Úprava vody s dvoustupňovou separací (dvoustupňové ÚV)

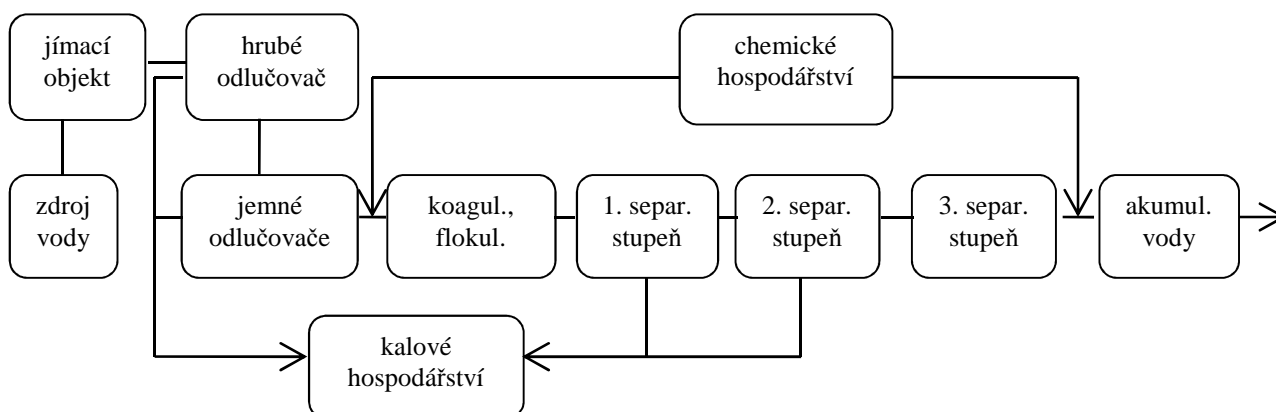
V případě vyšších koncentrací suspendovaných, koloidních a rozpuštěných látek ve vodě a při potřebě vyšší dávky koagulantu je nutno tyto látky z upravované vody odstraňovat na dvou separačních stupních. Druhým separačním stupněm je u pitné vody vždy filtrace. Prvním separačním stupněm bývají mikrofiltry, filtry, sedimentační nádrže různého typu a různého konstrukčního řešení, čističe s vločkovým mrakem, nebo flotace vody. Předúprava i doúprava vody je odvislá od druhu znečištění vody a dle jeho množství, obvykle je stejná jako u jednostupňové úpravy vody. [3]



Obr. 2.3 Blokové schéma úpravny vody s dvoustupňovou separací [3]

2.6.4 Úprava vody s vícestupňovou separací, případně s doupravou vody bez použití třetího stupně separace

V případě značně znečištěných vod nebo při mimořádném požadavku na kvalitu upravené vody je možno se rozhodnout pro úpravu s více separačními stupni nebo pro úpravu vody na dvou stupních s následnou doupravou vody nahrazující třetí stupeň separace. Při úpravě povrchové vody bývá jako 1. separační stupeň použita separace (čiření, flotace), jako 2. separační stupeň písková filtrace a jako 3. separační stupeň v rámci doupravy povrchové vody pomalá, biologická filtrace. Třetí separační stupeň může být nahrazen doupravou vody bez separace například zušlechtěním vody ozonizací, následným provzdušněním vody apod. [3]



Obr. 2.4 Blokové schéma úpravny vody s vícestupňovou separací [3]

2.7 TVORBA SUSPENZE

Vlastnosti a množství znečišťujících látek, které chceme při úpravě pitné vody odstranit, jsou z hlediska úpravy vody nezávisle proměnné, kterým se musíme zvolenými procesy a jejich provozními podmínkami přizpůsobit. U povrchových vod je kvalita surové vody výslednicí složitých přírodních dějů a lidského hospodaření v povodí každého zdroje. Látky ve vodě obsažené se vyskytují v podobě částic různé velikosti, případně jsou ve vodě rozpuštěné. Látky nerozpuštěné v podobě částic obsažených ve vodě dělíme na látky suspendované a látky koloidní, přičemž látky suspendované dále dělíme na hrubé suspenze s velikostí částic

nad 0,1 mm a jemné suspenze s velikostí částic od 1 μm do 0,1 mm. Rozpuštěné látky jsou pak ve vodě obsaženy v podobě iontů, molekul, či skupin molekul. Velikost rozpuštěných látek je menší než 1 μm . [3,7,13]

Z hlediska úpravárenského je možno tyto látky rozdělit na ty látky, které lze z vody odstranit mechanicky a ty, které lze odstranit pouze chemickými úpravárenskými procesy. Mezi látky, které lze odstranit mechanicky patří látky suspendované hrubé a částečně látky suspendované jemné. Mezi mechanické procesy odstraňování takových látek patří například usazování, mechanická filtrace, nebo odstředování. Látky koloidní a rozpuštěné je třeba odstraňovat z vody metodami chemickými. Jemné suspendované látky a látky koloidní tvoří ve vodě zákal, který je jedním z nejvýznamnějších faktorů fyzikálního znečištění vody. Tyto látky se z vody nechají odstranit koagulací. Koagulace je proces shlukování koloidních částic do větších agregátů, které lze z vody odstranit usazováním, filtrací, nebo flotací. Tyto separační procesy jsou součástí čiření, při němž se uplatňuje i sorpce organických vysokomolekulárních látek na vytvořených agregátech. [3,7,13]

Koloidní disperze se podle afinity k disperznímu prostředí (vodě) dělí na hydrofobní a hydrofilní. Hydrofobní soly tvoří zejména látky anorganického původu jako např. hydrosoly kovů, sulfidů a amfoterních hydratovaných oxidů Fe (III) a Al (III). Hydrofilní soly vznikají rozpouštěním tuhých látek ve vodě. Jsou stálé a tvoří je převážně organické látky. Molekuly těchto hydrofilních solů jsou v podstatě disperze makromolekulárních látek, např. bílkoviny, škrob, polysacharidy, želatina apod. V povrchových a odpadních vodách se hydrofilní soly vyskytují zřídka. Jsou to např. částice jílu, různé sraženiny, dispergované bakterie aj. Mnohem více jsou v těchto vodách zastoupeny koloidy molekulární, mezi něž patří huminové kyseliny, bílkovina aj. a micelární mýdla, barviva, tenzidy, různé přírodní látky atd. [7]

2.7.1 Princip koagulace

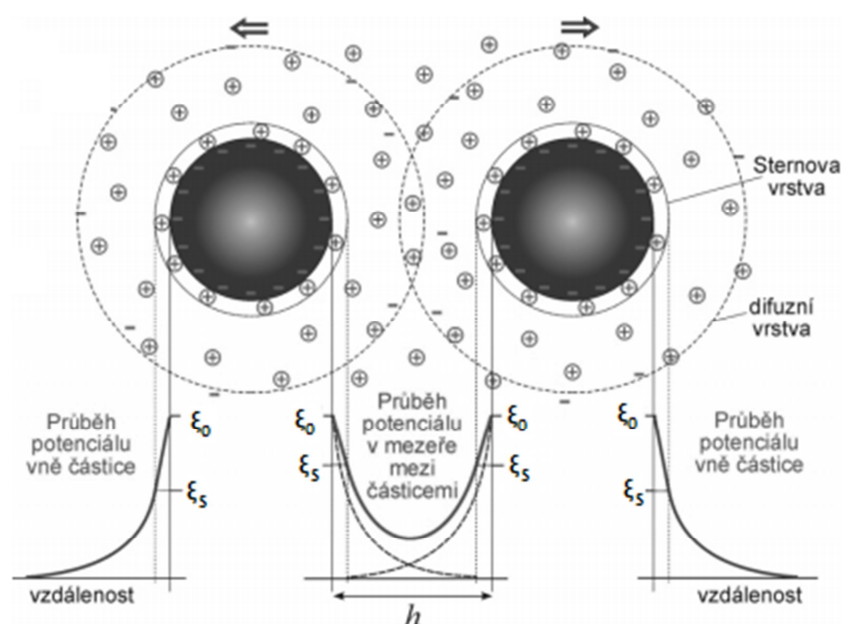
Kvůli použití chemikálií vstupujících do procesu se jedná o chemickou metodu. Díky chemikálii nadávkované do upravované vody dochází k reakci s látkami obsaženými ve vodě. Teprve po chemické reakci jsou vytvořeny částice, které jsou následně upravitelné úpravárenskými procesy, konkrétně usazováním, čiřením, flotací, nebo filtrací. Aby se nechaly účinně odstraňovat koloidní a jemně suspendované látky z vody, je nutné porušení koloidní stability těchto částic. Agregátně stabilní látky se i proto uvedenými procesy separují jen s velmi nízkou účinností, většinou zcela nedostatečnou pro potřeby úpravy vody. Naproti tomu agregátně labilní molekuly nebo částice mají tendenci se při vzájemné srážce či kontaktu s vhodným povrchem spojovat a tím je pak umožněna jejich separace. [3,13]

Koagulace (agregace) je výsledkem vzájemných srážek destabilizovaných molekul, nebo částic. Rychlost tohoto procesu je závislá na frekvenci, s jakou přicházejí částice do vzájemného kontaktu (počet srážek za časovou jednotku) a agregátní stabilitě jednotlivých částic nebo molekul. Frekvence srážek odpovídá transportním mechanismům, které působí v kapalině a je určována fyzikálními vlastnostmi vodního prostředí (teplotou, viskozitou, prouděním aj.) a gravitací, působící na částice. Agregátní stabilita, vyjadřující pravděpodobnost, že při srážce dojde ke spojení částic, je označována jako tzv. „koeficient kolizní účinnosti“ nebo také „faktor stability“. Je to poměr mezi srážkami, které vedou ke spojení a celkovým počtem srážek mezi částicemi v daném systému. Má-li koeficient hodnotu nula, žádná ze srážek nevede ke spojení, má-li hodnotu jedna, výsledkem každé srážky je spojení do agregátu. S prohlubujícím se destabilizací tedy roste hodnota koeficientu kolizní účinnosti ve směru od nuly k jedné. [13]

2.7.2 Koloidní částice a jejich elektrokinetický potenciál

Podle Sternovy teorie elektrické dvojvrstvy je část vnější vrstvy pevně spojena s částicí, zatímco druhá, difúzní část se již s částicí nepohybuje. Potenciálový rozdíl na tomto pohybovém rozhraní se nazývá elektrokinetický potenciál částice zeta a je základním kritériem stability koloidních částic. Podle této teorie se na vzniku vnější vrstvy podílejí kromě elektrostatických sil také síly adsorpční. Část iontů, která je k vnitřní vrstvě vázána také adsorpčními silami, vytváří opačně nabitou plošnou vrstvu. Tato má v absolutní hodnotě menší plošný náboj než vrstva vnitřní. Zbytek náboje vnitřní vrstvy je kompenzován druhou částí opačně nabitých iontů, které jsou k vnitřní vrstvě poutány pouze elektrostatickými silami. Vzniká tzv. difúzní vrstva. [7,10]

Potenciál zeta koloidních částic je závislý na řadě faktorů – hodnotě pH, dávce koagulantu, iontové síle vody a obsahu opačně nabitých iontů. Elektrokinetický potenciál nabývá u koloidních částic hodnot v rozmezí 50 – 100 mV, přičemž při hodnotě nad 40 mV je micela stálá. Ke koagulaci dojde tehdy, klesne-li ξ potenciál pod kritickou hodnotu 30 mV. Zeta potenciály částic vytvářejí odpudivou sílu, která působí proti jejich přiblížení a shluknutí. Na částice současně působí přitažlivé síly van der Waalsovy. Stavy disperze, jako jsou stabilita nebo shlukování, jsou podmíněny výslednicí obou sil. Neuspořádanými pohyby okolních molekul, Brownovým pohybem, je částicím koloidní disperze udělován impuls, takže se pohybují s určitou kinetickou energií. Brownův molekulární pohyb přibližuje koloidní částice do nepatrné vzdálenosti. Stejný náboj způsobuje, že odpudivé síly převyšují síly van der Waalsovy, takže ke spojení částic nedochází. Proto je třeba snížit zeta potenciál částic. Toho se dosahuje přidáním iontů opačného náboje, než mají ionty nabíjející vrstvy. [3,7,10]



Obr. 2.5 Stabilizace elektrickou dvojvrstvou [16]

Koagulaci lze vyvolat přidáním koagulantů, úpravou pH do izoelektrického bodu, podstatným zvýšením teploty vody, UV nebo γ zářením, ultrazvukem, nebo přidáním dehydratačních činidel. V praxi se nejčastěji používá přidání činidel dávkováním hydrolyzujících koagulantů, případně polymerních flokulantů. Hydrolyzou koagulantů

a sorpcí na nabitých částicích suspenzí a koloidů dochází ke snížení potenciálu ξ částic a k destabilizaci. [7,10]

Podstatné prvky lze shrnout do následujících bodů [7,10]:

1. První část elektrické dvojvrstvy tvoří vnitřní vrstva částice spolu s adsorpční částí vnější vrstvy. Této části odpovídá potenciální rozdíl ψ .
2. Druhou část dvojvrstvy tvoří difúzní část vnější vrstvy. Odpovídá jí potenciál ξ .
3. Elektrická dvojvrstva projevuje určité vlastnosti při pohybu dispersní částice kapalinou nebo při pohybu kapaliny.
4. První část dvojvrstvy se pohybuje pouze při pohybu dispersní částice a není rozptylována tepelným pohybem. Druhá část se může pohybovat s okolní kapalinou, případně do kapaliny pronikat. Je rozptylována tepelným pohybem.
5. První část dvojvrstvy má shodný náboj jako druhá část avšak s opačným znaménkem. Mezi oběma částmi existuje pohybové rozhraní. Elektrokinetický potenciál na tomto rozhraní se nazývá ξ .

Celkový potenciální spád v obou vrstvách se nazývá Nernstův potenciál E . $E = \psi + \xi$.

2.7.3 Kinetika koagulace

Průběh vlastní koagulace, která nastane po nadávkování koagulantů a jejich promísení s vodou, lze rozdělit do dvou časových etap, a to perikinetické a ortokinetické. Každá fáze má nezastupitelný vliv na celý proces koagulace a jeho výsledný produkt, kterým je dobře odstranitelná (separovatelná) suspenze. V prvním, perikinetickém stadiu, dochází k agregaci koloidních částic vlivem Brownova pohybu. Podmínky srážení mezi částicemi jsou určeny pouze jejich tepelným pohybem, žádný směr srážek přitom není preferován. Ve druhém stádiu, ortokinetickém, se vedle tepelných srážek uplatňují srážky ve stále stejném směru, vyvolané vnějším působením, např. tíhovým polem Země. Tvorbu větších částic usnadňuje mírné míchání. Koagulační děje probíhají různou rychlostí, kterou lze definovat jako úbytek primárních částic v objemové jednotce za jednotku času. [3,7,10]

Rychlost koagulace je prakticky nulová, je-li koncentrace koagulujícího elektrolytu menší, než odpovídá jeho koagulačnímu prahu. Po dosažení tohoto prahu, kdy potenciál ξ klesne asi na 30 mV, nabývá rychlost měřitelných hodnot. Zvyšování koncentrace koagulujícího elektrolytu způsobuje plynulý pokles potenciálu ξ a vzestup koagulační rychlosti. Při nulovém potenciálu je dosaženo izoelektrického bodu a dalším zvyšováním koncentrace elektrolytu se již rychlost koagulace nemění. Smoluchowski rozlišuje dvě oblasti perikinetické koagulace. První je oblast pomalé koagulace, probíhající při potenciálu 30 mV až 0, druhou oblast rychlé koagulace, kdy se potenciál rovná 0. [7]

Perikinetické stadium koagulace trvá první dvě až tři minuty od okamžiku, kdy se voda začne promíchávat s koagulantem. Celý tento proces je prováděn formou rychlého míchání upravované vody po nadávkování chemikálie. Cílem rychlého míchání je homogenizace nadávkované chemikálie v objemu upravované vody a vložená energie usnadní sblížení koloidních částic a chemikálie a je nápomocna reakci těchto dvou komponentů. Celý tento proces probíhá v sekundách a okamžitě po nadávkování chemikálie. Takto vzniklé mikrovločky a drobné vločky jsou ještě nesnadno separovatelné a případná separace by byla časově náročná a neměla potřebný efekt. [3,7,10]

Při srážce dvou primárních částic vznikají částice sekundární o dvojnásobné hmotě. Srážkou sekundárních částic s primárními vznikají terciální částice, srážkou dvou sekundárních částic

vznikají částice kvarterní atd. Koagulace polydispersních systémů probíhá rychleji, než koagulace podobných systémů monodispersních. Důvodem je vyšší pravděpodobnost srážek mezi částicemi, neboť vedle translačního pohybu se uplatňuje i jejich rotace. [7]

S počátkem pozorovatelné sedimentace částic přestává platit Smoluchowského teorie a nastává ortokinetická fáze koagulace. Protože přílišná turbulence tvorby vloček neprospívá, převádí se směs po perikinetické koagulaci do vločkovacích nádrží, kde při vhodně zvolené intenzitě míchání probíhá pouze ortokinetická koagulace a soudržnost větších vloček se neporušuje. Velikost těchto vloček se pohybuje od 0,1 mm po několik mm, případně i desítek milimetrů. Toto stádium bývá někdy nazýváno flokulace a trvá 20 – 30 minut. Vytvořené vločky se odstraňují sedimentací a filtrací. [3,7,10]

Důležitým faktorem pro tvorbu vloček je střední gradient rychlosti G charakterizující dynamiku míchání. S rostoucím rychlostním gradientem vzrůstá rychlost koagulace a klesá počet částic v upravované vodě. Hodnota rychlostního gradientu vyjadřuje účinnost míchání, neurčuje však dobu vločkování. Ta bývá 20 – 30 minut, u chladných vod i delší. Volba G závisí na pevnosti vznikajících vloček. Pro některé druhy vloček jsou hodnoty G známe, např. pro produkty hydrolýzy solí Fe (III) je to $60 - 75 \text{ s}^{-1}$, pro Al (III) soli, které jsou méně odolné proti tečným silám, $25 - 30 \text{ s}^{-1}$. Při použití polymerních flokulantů je nutno hodnotu optimálního středního rychlostního gradientu G zjistit experimentálně. Podle hodnoty G se míchání rozděluje na rychlé ($G > 100 \text{ s}^{-1}$) a pomalé ($G < 100 \text{ s}^{-1}$). U rychlého se doba míchání volí 1 až 3 minuty, u pomalého 10 až 20 minut. U chladných vod se doba míchání prodlužuje přibližně o 20 %. Stanovením hodnoty středního gradientu rychlosti se zabývala celá řada studií, často využívaným vztahem je vztah dle Campa a Steina [7,10,17,18]:

$$G = \sqrt{\frac{P}{\mu \times V}} \quad (2.1)$$

kde G ... střední gradient rychlosti [s^{-1}]

P ... výkon míchadla [$\text{J} \cdot \text{s}^{-1}$]

μ ... dynamická viskozita [$\text{Pa} \cdot \text{s}$]

V ... objem určený pro vločkování [m^3]

Součinem rychlostního gradientu G a doby vločkování t se získá bezrozměrné tzv. Campovo číslo Ca , jehož hodnota se pohybuje v rozmezí 23 000 – 210 000. Při použití koagulantů na bázi hliníku se doporučuje hodnota Ca okolo 55 000, na bázi železa pak okolo 135 000. [7,17]

$$Ca = G \times t \quad (2.2)$$

kde Ca ... Campovo číslo [-]

G ... střední gradient rychlosti [s^{-1}]

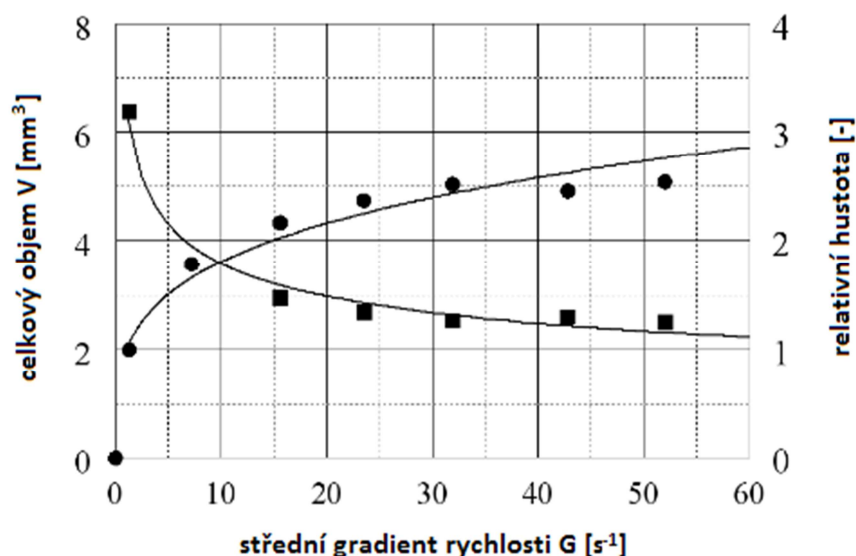
t ... doba vločkování [s]

V případě, že je vločkovací zařízení složeno z několika postupně protékanych stupňů s odlišnými hodnotami středního gradientu rychlosti a různými dobami vločkování, vyjadřuje se Campovo číslo následovně [7,17]:

$$Ca = \sum_{i=1}^n G_i \times t_i \quad (2.3)$$

kde G_i ... dílčí střední gradient rychlosti [s^{-1}]

t_i ... dílčí doba vločkování [s]

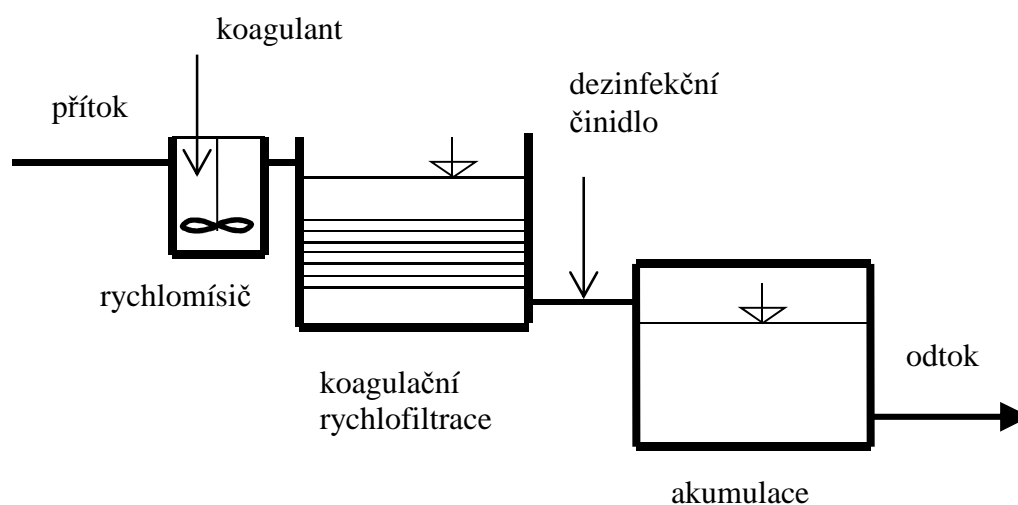


Obr. 2.6 Relativní hustota makroagregátů agregovaných z mikroagregátů ve flokulačním optimu při různých intenzitách míchání [17]

2.7.4 Zařízení pro koagulaci

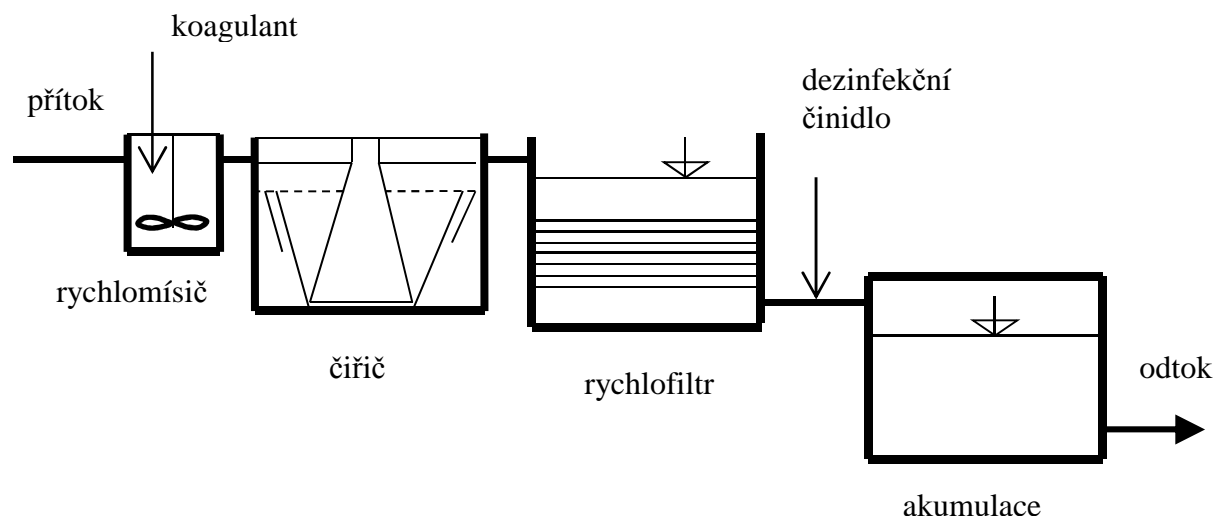
U čiření jsou možné dvě varianty separace vloček – jednostupňová a dvoustupňová. V případě jednostupňové se voda s nadávkovaným koagulantem vede přímo na filtr. U dvoustupňové varianty tvoří první stupeň čířič nebo usazovací nádrž a druhý stupeň filtr. Hlavní podíl vloček 90 – 95 % se zachytí v sedimentačním zařízení, zbytek na filtru. [7,10]

Jednostupňová úprava je použitelná u čistých vod, u nichž stačí použít nízkou dávku koagulantu. Voda je přiváděna již s nadávkovaným koagulantem přímo na vodárenský filtr, kde probíhá koagulační filtrace. Všechny vytvořené vločky jsou zachyceny na filtru. Koagulační rychlofiltr má obvykle průtok zespoda směrem vzhůru, vlastní rychlofiltr je dvouvrstvý. Spodní vrstvu tvoří písek, horní kvalitní antracit. Koagulační filtrace je investičně levnější než dvoustupňová separace, spotřeba prací vody je ale vyšší až o 10 % (pře se filtrátem). [7,10]



Obr. 2.7 Jednostupňová úprava [10]

Dvoustupňová úprava se používá u znečištěných povrchových vod (zákal vody větší než 30 ZF), nebo u podzemních vod s koncentrací Fe nad 4 mg/l. U dvoustupňové varianty úpravy vody obvykle spotřeba prací vody nepřekračuje 4 %.



Obr. 2.8 Dvoustupňová úprava [10]

Koagulace vody probíhá v zařízeních umožňujících postupnou homogenizaci přidávaných činidel a upravované vody s následnou perikinetickou a ortokinetickou fází. U některých zařízení probíhá i sedimentace vloček a částečná filtrace vody (čiče). Z hydraulického hlediska se čiče dělí na čiče s rovnoměrným (stacionárním) průtokem a čiče s nerovnoměrným (nestacionárním) průtokem. Čiče s rovnoměrným průtokem se dále dělí na čiče s nedokonalým vznášením vločkového mraku, čiče s dokonalým vznášením vločkového mraku a čiče s intenzivní cirkulací kalu (čiče s mechanicko-hydraulickým vznášením). Všechny konstrukční typy čičů mají čtyři základní funkční prostory, jsou jimi flokulační prostor, prostor vločkového mraku (čičení), prostor vyčiřené vody a zahušťovací prostor. Obvykle jsou tyto prostory v čičích od sebe odděleny. [7,10]

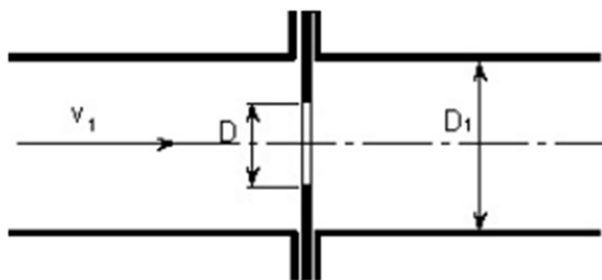
2.7.5 Zařízení pro homogenizační míchání

Jedná se o zařízení využívaná v první fázi koagulace, při rychlém míchání, při které je třeba v maximální míře homogenizovat nadávkovaný koagulant v objemu upravované vody. Tato fáze probíhá rychle, řádově v časovém horizontu od několika sekund do desítek sekund. Maximální délka trvání perikinetické fáze koagulace je 300 s. Prostředky, kterými se zabezpečuje rychlé míchání, jsou v zásadě dvojího druhu – hydraulické a mechanické. [3]

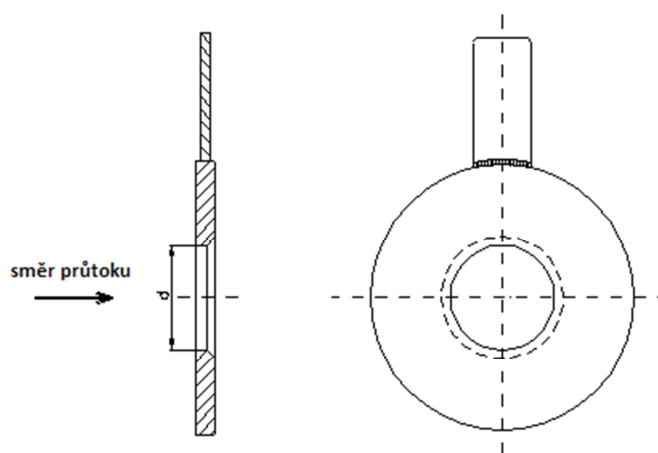
Hydraulické rychlé míchání je buď tlakové, nebo gravitační. Mezi tlaková hydraulická zařízení patří clony, proudové míšiče a prstencový vodní skok. Do skupiny gravitačních zařízení pro rychlé míchání se řadí míchání vertikálními šterbinami a míchání horizontálními šterbinami. [3]

Clona v potrubí využívá k míchání tlakovou ztrátu, která je ve cloně vytvářena. Efekt míchání clonou v potrubí může být zvětšen vložením dvou a více clon za sebou. Nevýhodou takového řešení je nárůst celkové hydraulické ztráty při nedostatku tlaku, zejména při gravitačních přítocích do úpravný. Clona je vytvořena vložením tenkého profilu s průměrem D menším, než je průměr potrubí D_1 . Vložení clony s přibližně 40 – 50 % zacloněním již většinou způsobuje dostatečnou ztrátu pro rozmíchání chemikálie (homogenizaci). Při použití více clon

za sebou se doporučuje vzdálenost clon 5 – 7 DN od sebe. Dávkovaná chemie se doporučuje vpravovat do potrubí před clonou nátrubkem do hloubky cca 1/3 průměru potrubí. [3,19]

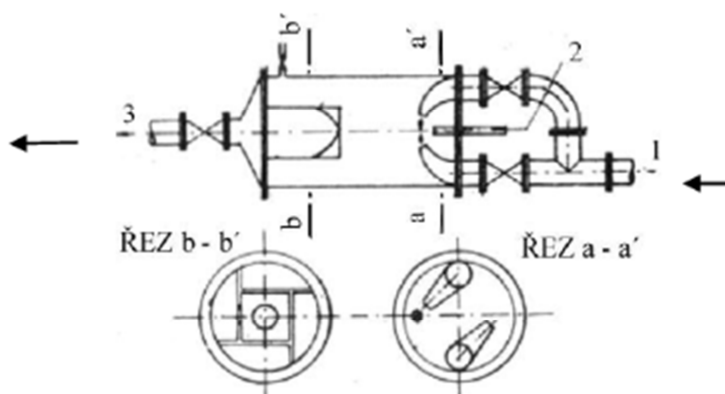


Obr. 2.9 Clona v potrubí [19]



Obr. 2.10 Schéma jednoduché clony [19]

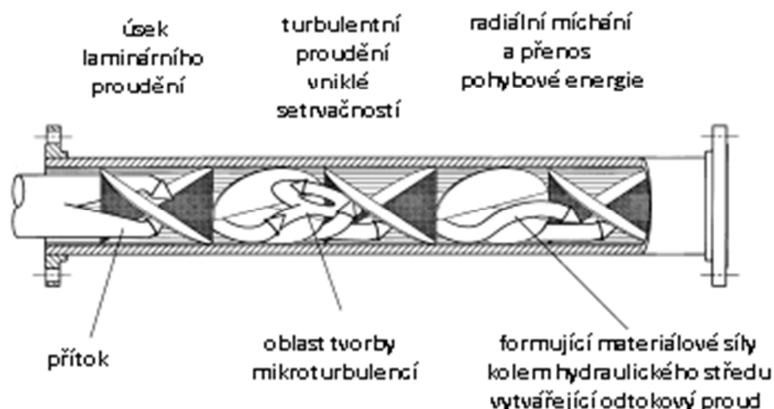
Homogenizační míchání je možné zajistit proudovým míšičem, což je v podstatě válcová nádoba, do které přitéká upravovaná voda jednou, nebo více tryskami s tangenciálním vtokem. Dávkovaná chemikálie je přiváděna do osy míšiče. Na konci jsou vloženy přepážky, které ruší krouživý pohyb a usměrní tok vody. [3]



1 – přítok upravované vody, 2 – dávkování chemikálie (koagulantu), 3 – odtok homogenizované vody

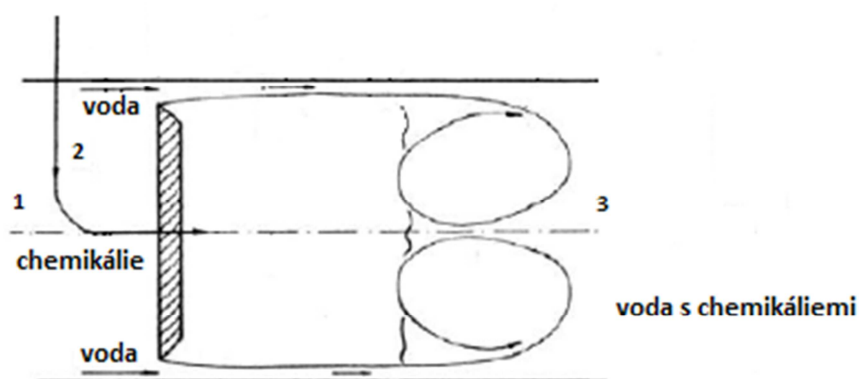
Obr. 2.11 Proudový míšič [3]

V současnosti jsou nejhojněji zastoupenými prostředky hydraulického tlakového míchání vody satorové mísiče. Princip tohoto míchání spočívá v tom, že je uvnitř mísiče, kterým je obvykle přírubová tvarovka, provedena vestavba měnicí proud vody spirálově, krouživě, či jiným způsobem a vytvářející homogenizaci dávkované chemikálie turbulentní protékající vody. [3]



Obr. 2.12 Statický mísič [21]

Pro intenzivní rychlé míchání a homogenizaci nadávkovaných chemikálií s upravovanou vodou se nechá použít prstencový vodní skok. Jeho principem je, že je protékající vodě vložena do cesty v potrubí překážka, která je vodou při její zvýšené rychlosti podél stěn potrubí obtékána a za překážkou se voda opět dostává do plného profilu potrubí. Do plného průřezu potrubí pak voda přechází prstencovým vodním skokem. Za překážkou v potrubí vznikají významné turbulence a víry. V tomto prostředí se chemikálie s vodou dokonale promísí a homogenizují. [3]

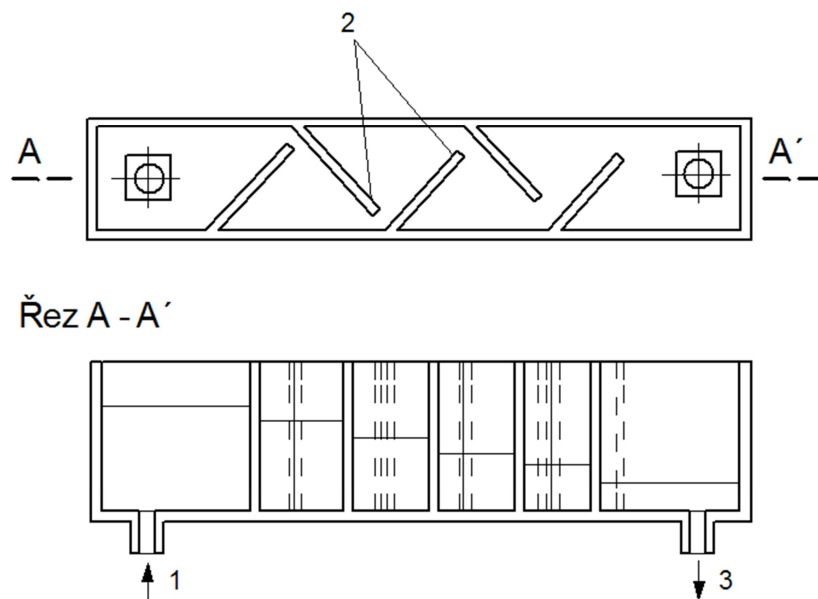


1 – přítok upravované vody, 2 – dávkování chemikálie (koagulantu), 3 – odtok homogenizované vody

Obr. 2.13 Prstencový vodní skok dle Haindla [3]

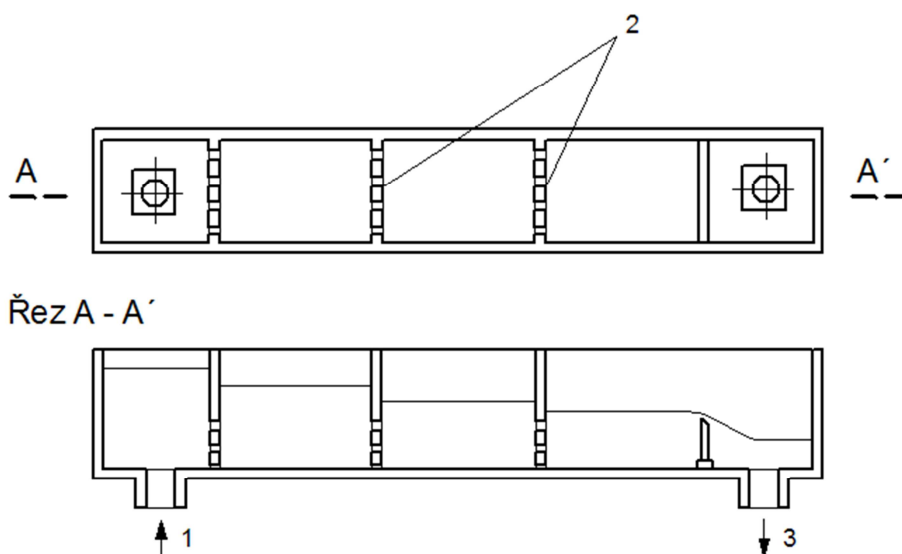
Principem hydraulického gravitačního míchání s vertikálními, nebo horizontálními štěrbinami je vytvoření tlakové ztráty při průtoku vody štěrbinou. Takto vytvořená tlaková ztráta v důsledku změny rychlosti ve štěrbině a za ní vytváří změnu tlakových poměrů, čímž dojde k homogenizačnímu promíchání nadávkované chemikálie s upravovanou vodou.

V současnosti se tento způsob míchání příliš nevyužívá, je totiž náročný na prostor a jeho vybudování je finančně náročné. Dalším důvodem je nepříliš vysoká účinnost. [3,10]



1 – přítok upravované vody, 2 – systém vertikálních štěrbin, 3 – odtok homogenizované vody

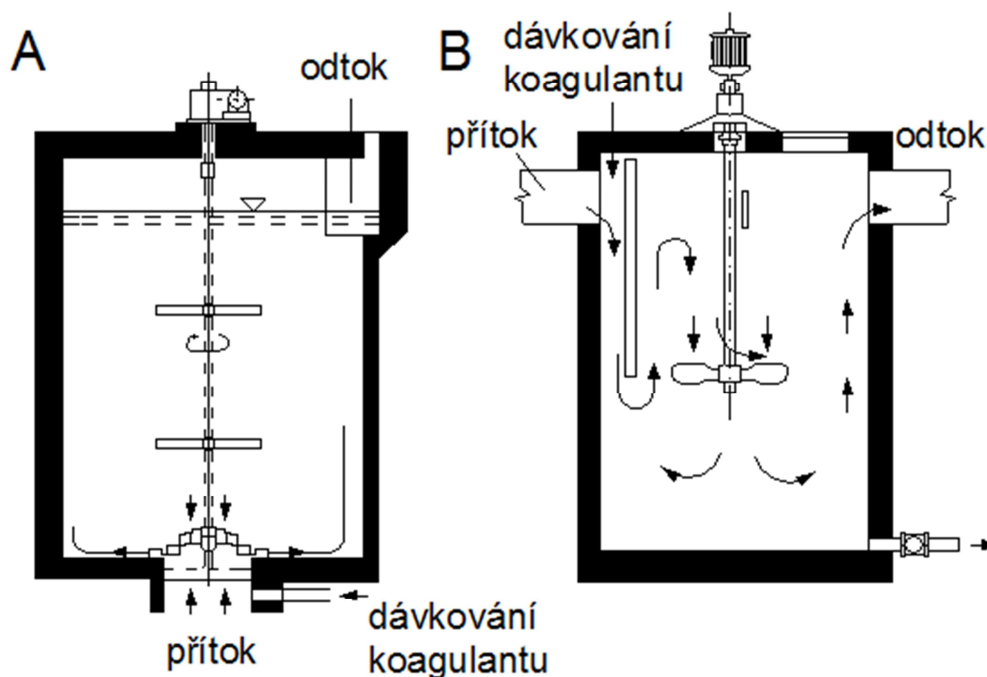
Obr. 2.14 Mísicí žlab s vertikálními štěrbinami [3]



1 – přítok upravované vody, 2 – systém horizontálních štěrbin, 3 – odtok homogenizované vody

Obr. 2.15 Mísicí žlab s horizontálními štěrbinami [3]

Velmi často je využíváno mechanického rychlého míchání, protože je účinné a nevyžaduje velké míchané nádrže. Jeho nevýhodou je spotřeba elektrické energie pro pohon míchadel. Míchadla se používají lopatková a vrtulová. Osa míchadel je svislá, počtem otáček se optimalizuje efekt míchání. Nádrže lopatkových a vrtulových mísiců mají průměr 1 – 5 m. Používané chemikálie se s výhodou přivádějí přímo pod míchadlo. [3,10]

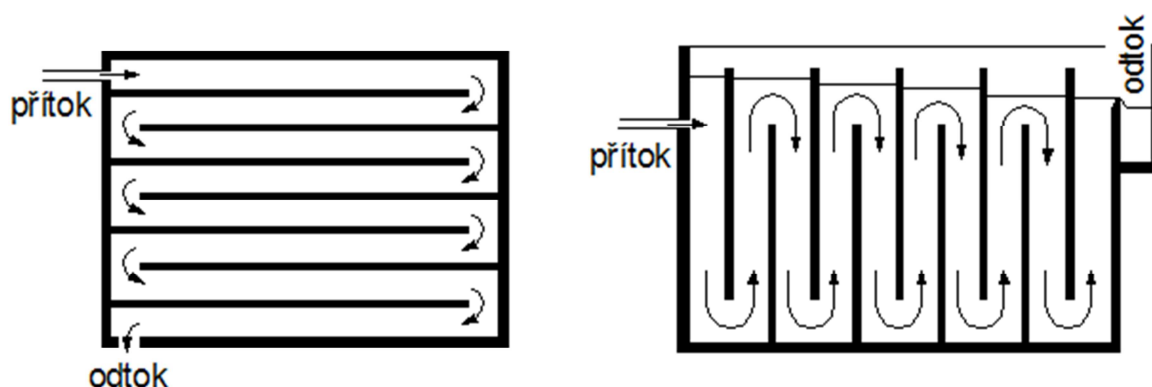


Obr. 2.16 Nejběžnější typy rychlomísčů: A – lopatkový, B - vrtulový [10]

2.7.6 Zařízení pro agregační míchání

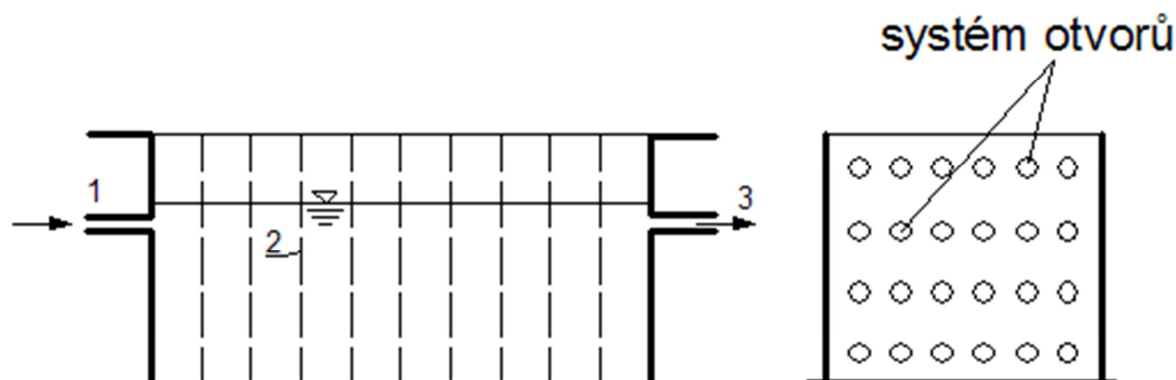
Tato zařízení se dělí na mechanická a hydraulická. Mezi hydraulické způsoby míchání patří žlaby a nádrže s horizontálním průtokem, žlaby a nádrže s vertikálním průtokem, děrované stěny (stěny s otvory), děrované stěny s nastavitelnými otvory a vertikální vířivé kuželové míšiče. Do skupiny mechanického způsobu míchání patří pádlová míchadla a hyperboloidní míchací systémy. Při překročení určité velikosti agregátů přestává Brwnův pohyb a na další zvětšení velikosti vloček vzájemným spojováním je třeba soustavně dodávat energii mícháním. Tato fáze je nevyhnutelná na vytvoření dobře separovatelných vloček s velikostí 0,5 – 0,6 mm. Obvyklý čas této fáze míchání se pohybuje v rozsahu 10 – 20 minut. [3,7,10]

V případě použití žlabů a nádrží s horizontálním, či vertikálním průtokem voda proudí mezi přepážkami, v místě přepážky dochází ke změně toku vody, obvykle o 180°. Při změnách směru toku dochází k hydraulickým ztrátám. Rychlost protékající vody se postupně snižuje, čímž se také snižují ztráty. [3]



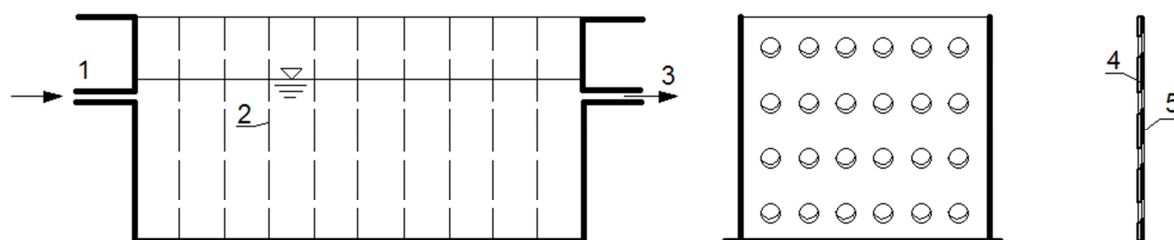
Obr. 2.17 Žlabový přepážkový míšič. Horizontální (vlevo) a vertikální (vpravo) [3]

U systémů s děrovanými stěnami, nebo děrovanými stěnami s nastavitelnými otvory voda protéká systémem kruhových otvorů, přičemž při průtoku vznikají ztráty. Většinou se řadí několik stěn za sebou, přičemž ztráty při průtoku jednotlivými za sebou stojícími stěnami mají klesající hodnotu. Změnu ztráty je možno řešit počtem otvorů a jejich velikostí. [3]



1 – přítok vody do flokulace, 2 – systém děrovaných stěn, 3 – odtok vody z flokulace

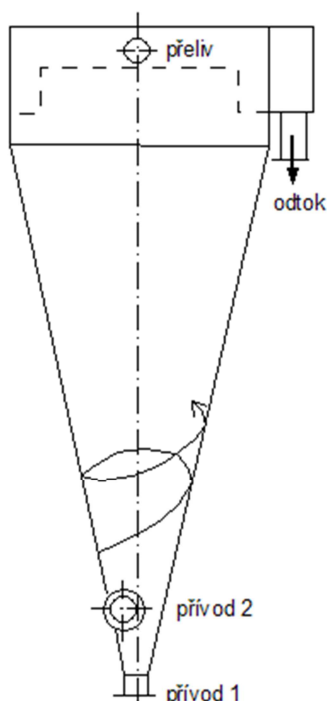
Obr. 2.18 Nádrž se stěnami s otvory [3]



1 – přítok vody do flokulace, 2 – systém děrovaných stěn, 3 – odtok vody z flokulace,
4 – stěna pevná, 5 – stěna pohyblivá

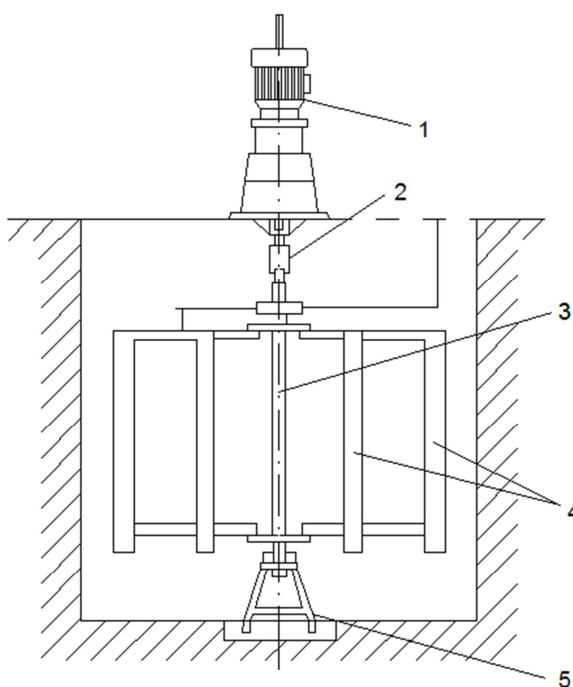
Obr. 2.19 Nádrž se stěnami s nastavitelnými otvory [3]

Při použití vertikálního kuželového míšiče je voda přiváděna tangenciálně a v míšiči dochází ke krouživému pohybu vody po obvodě, tím vznikají ztráty. Rozšiřující se profil zajišťuje při průtoku snižující se ztrátu. [3]



Obr. 2.20 Vířivý kuželový míšič [3]

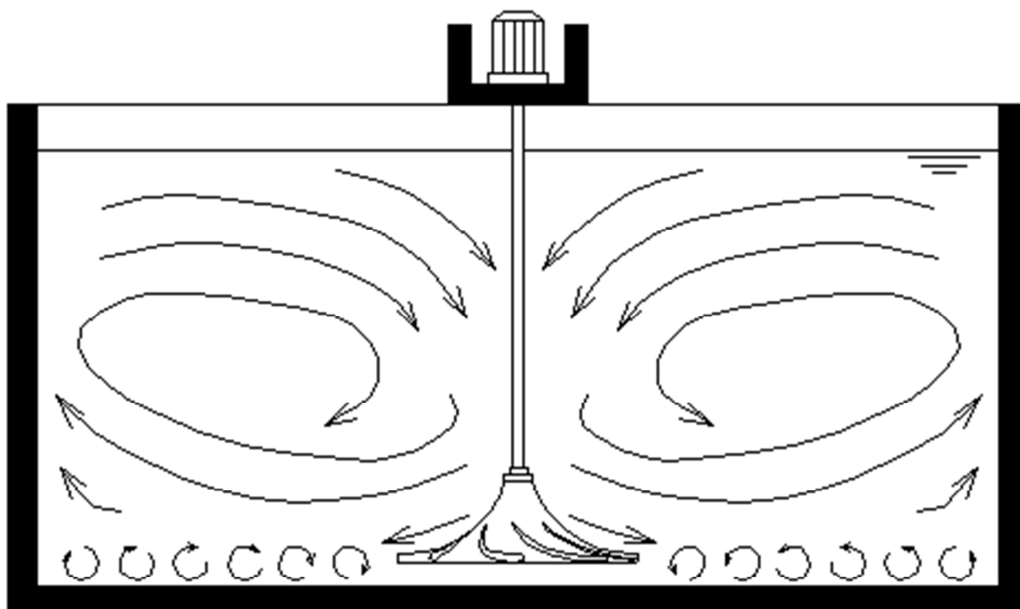
Mezi mechanické způsoby pomalého míchání patří nádrže míchané pádlovými míchadly, nebo hyperboloidními míchacími systémy. Pádlová míchadla se dělí na vertikální (se svislou osou míchání) a horizontální. Horizontální pádlová míchadla se dále dělí na horizontální podélné s horizontální osou ve směru průtoku vody v nádrži a horizontální příčné. [3]



1 – elektromotor (pohon), 2 – spojka, 3 – hřídel (osa), 4 – pádla, 5 – patkové uložení míchadla

Obr. 2.21 Pádlové míchadlo vertikální s jedním bubnem [3]

Posledním běžně používaným typem míchadel jsou míchadla hyperboloidní. Při použití tohoto typu jsou míchací elementy umístěny u dna míchané nádrže. Jedná se o hyperboloidní tělo míchadla se žebry, které se otáčí pomocí pohonu umístěného nad hladinou. Tato míchadla vyvolávají radiální dnové proudění. Díky své konstrukci pracují hyperboloidní míchadla s otáčkami v rozsahu 20 – 30 ot/min. [3]



Obr. 2.22 Nádrž s hyperboloidním míchadlem [22]

2.8 KOAGULANTY

Jedná se o chemické látky využívané ke koagulaci. Nejčastěji používanými koagulanty jsou soli hliníku Al (III) a železa Fe (III). Dále se používá předpolymerizovaný (částečně neutralizovaný) hlinitý koagulant pro málo mineralizované vody s vyšší koncentrací huminových látek a vody s nižší teplotou. Účinnými koagulanty jsou i hlinité polymery, např. polyaluminium chlorid $\text{Al}(\text{OH})_x\text{Cl}_y$, který se připravuje postupnou neutralizací roztoku chloridu hlinitého hydroxidem sodným. Nedávno se objevily směsné koagulanty obsahující společně hliník i železo. Tyto se uplatňují při koagulaci málo mineralizovaných vod. [7,10]

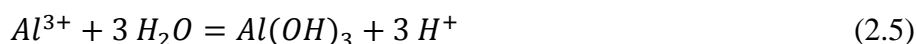
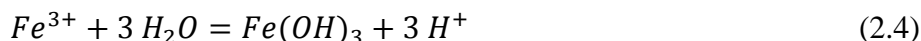
Tab. 2.5 Přehled používaných koagulantů na bázi hliníku a železa [10]

| Koagulanty | | | |
|------------------|--|-------------------------------|---|
| na bázi hliníku | | na bázi železa | |
| Síran hlinitý | $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18 \text{H}_2\text{O}$ | Síran železitý | $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 9 \text{H}_2\text{O}$ |
| Chlorid hlinitý | AlCl_3 | Chlorid železitý bezvodý | FeCl_3 |
| Hlinitan sodný | NaAlO_2 | Chlorid železitý hexadehydrát | $\text{FeCl}_3 \cdot 6 \text{H}_2\text{O}$ |
| Hlinité polymery | Komplexy $\text{Al}_6(\text{OH})_{12}^{6+}$ až $\text{Al}_{54}(\text{OH})_{144}^{8+}$ | Chlorovaný síran železnatý | $\text{FeClSO}_4 \cdot 6 \text{H}_2\text{O}$ |
| | | Síran železnatý | $\text{FeSO}_4 \cdot 7 \text{H}_2\text{O}$ |

Soli hliníku bývají upřednostňovány při jednostupňové úpravě vody, a jsou rovněž účinnější při úpravě huminových vod. Hliníkové koagulanty jsou citlivější na nízkou teplotu vody, jejich účinek klesá s klesající teplotou. Soli železa jsou naopak upřednostňovány při dvoustupňové úpravě vody a u vod s vyšším obsahem suspendovaných látek. Volba konkrétního typu koagulantu je závislá na složení upravované vody, pH, teplotě vody, oxidačně-redukčním potenciálu, suspendovaných látkách a dalších faktorech. [3]

2.8.1 Princip základních reakcí

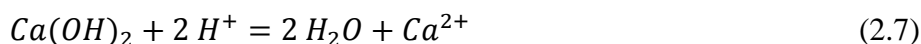
Hydrolýzou solí železa nebo hliníku, dávkovaných do vody v průběhu čiření, vznikají příslušné hydroxidy podle rovnic [4]:



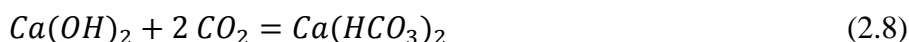
Uvolněné vodíkové ionty reagují s HCO_3^- obsaženými ve vodě [4]:



V tomto případě nedochází k tak výraznému poklesu pH jako za nepřítomnosti HCO_3^- . Čím je dávka koagulantu vyšší, tím vznikne více iontů H^+ , a tím větší koncentrace HCO_3^- (KNK_{4,5}) bude třeba k jejich neutralizaci. Pokud je koncentrace HCO_3^- příliš nízká, nebo dávky koagulantu příliš vysoké, použije se k neutralizaci uvolněných H^+ iontů hydroxid vápenatý [4]:



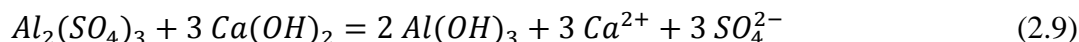
Hydroxid vápenatý váže také CO_2 vzniklý dle rovnice (3.3) [4]:



Reakcemi (3.4) a (3.5) se zvyšuje koncentrace Ca ve vodě (tvrdost). Má-li se tomu zabránit, použije se místo $Ca(OH)_2$ buď NaOH nebo Na_2CO_3 . [4]

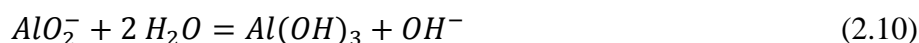
2.8.2 Koagulanty na bázi hliníku

Síran hlinitý $Al_2(SO_4)_3 \cdot 18 H_2O$ je nejčastěji používanou sloučeninou hliníku. Technický produkt obsahuje přibližně 4 % volné H_2SO_4 . Z tohoto důvodu je agresivní vůči betonu i kovům, proto musí být skladovací nádrže opatřeny ochrannými povlaky. Skladovací výška pro síran hlinitý má být menší než 2,5 m. U povrchových vod se dávka síranu hlinitého pohybuje od 10 do 150 g/m³, u některých vod se přidává spolu s hydroxidem vápenatým. Potřebná dávka hydroxidu vápenatého je rovna přibližně 1/3 dávky síranu hlinitého. Poté reakce probíhá podle rovnice [4,10]:



Síran hlinitý lze použít také v kombinaci s uhličitánem sodným. Dávka uhličitán sodného odpovídá přibližně 50 až 100 % dávky síranu hlinitého. [10]

Hlinitan sodný bezvodý $Na_2Al_2O_4$. Jeho roztok reaguje alkalicky. Užívá se v kombinaci se síranem hlinitým. Dávka pro povrchové vody se pohybuje v rozmezí 5 – 50 g/m³. Hydrolyzuje podle rovnice [4,10]:

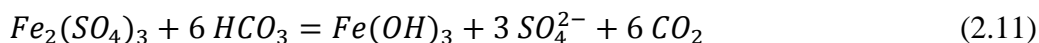


Polyaluminiumchlorid je částečně neutralizovaný $AlCl_3$. Komplexní polymer obsahuje ionty OH^- , Cl^- a SO_4^{2-} vázané na hliníkové atomy a tvořící s nimi makromolekulu. Její složení není

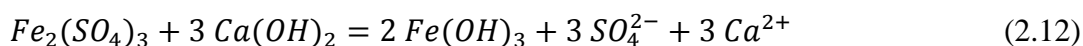
jednotné, závisí na podmínkách, při kterých je připravována. Polyaluminiumchlorid je sloučenina, která se při použití hlinité soli teprve tvoří jako mezistupeň koagulace. Optimální dávka je při použití PAC širší, koagulace probíhá oproti síranu hlinitému lépe i při nižších teplotách a v některých případech lze dosáhnout nižší zbytkové koncentrace Al v čiřené vodě. [4]

2.8.3 Koagulanty na bázi železa

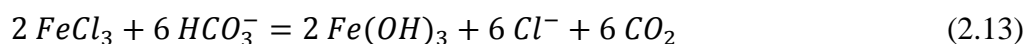
Síran železitý $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ je dodáván v roztoku pod názvem Ferrifloc. Jedná se o nejčastěji používanou sůl železa. U povrchových vod se obvykle volí dávka 10 – 250 g/m^3 $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 9 \text{H}_2\text{O}$. Reaguje podle rovnice [4,7]:



Síran železitý se používá i v kombinaci s vápnem, obvyklá dávka $\text{Ca}(\text{OH})_2$ se pohybuje v rozsahu 5 – 125 g/m^3 . Pokud je síran železitý dávkován společně s vápnem, pak reaguje podle rovnice [7]:



Použití chloridu železitého je méně časté. Bezvodý FeCl_3 není navlhavý oproti hydratované soli $\text{FeCl}_3 \cdot 6 \text{H}_2\text{O}$, která je silně hygroskopická (přijímá vzdušnou vlhkost) a na vzduchu se roztéká. Bývá dodáván jako 40 % silně korozivní roztok. U povrchových vod se dávka $\text{FeCl}_3 \cdot 6 \text{H}_2\text{O}$ pohybuje v rozsahu 5 – 150 g/m^3 . Reakce chloridu železitého probíhá podle rovnice [4,7]:



2.8.4 Anorganické polymery

Patří do skupiny tzv. pomocných koagulantů, do vody se dávkuje v případě potřeby. Tyto látky s vysokou účinností na koagulaci mají zintenzivnit proces koagulace, často zintenzifikují druhou fázi koagulace, flokulaci. Nejčastěji se z této skupiny používá aktivní kyselina křemičitá. Jedná se o aniontový polyelektrolyt připravovaný kondenzací nízkomolekulárních kyselin křemičitých nebo jejich málo rozpustných solí. Většinou se aktivní kyselina křemičitá získává z vodního skla – vodního roztoku křemičitanu sodného. Dále se používá bentonit, kaolín, jemně mletý vápenec, jemný křemičitý písek, nebo práškové aktivní uhlí. Tyto látky působí jako zatěžkávadla. [3,7,10]

2.8.5 Přírodní vysokomolekulární látky

Výhodou flokulantů přírodního původu je jejich neškodnost pro lidský organismus. K nejrozšířenějším patří látky na bázi škrobu, celulózy a jejich derivátů. [7]

Škrob se skládá ze dvou polymerních druhů, a to lineárního polymeru amylozy a rozvětveného amylopektinu. Vyrábí se z brambor, kukuřičných zrn, rýže a dalších plodin v podobě granulí, v této podobě je nerozpustný ve vodě. Rozpustný škrob se získává zpracováním 2 – 3 %ním roztokem hydroxidu sodného nebo ohřátím na 60 – 80 °C. Nejlepší flokulační vlastnosti má bramborový škrob, ten obsahuje cca 80 % amylopektinu a 0,13 % fosforu. Problémem je možný rozvoj plísní během skladování. Na bázi škrobu byly syntetizovány efektivní kationtové flokulanty. Např. působením amoniaku na škrob lze hydroxylové skupiny nahradit aminoskupinami. Působením kyseliny chloristé se získává oxidovaný škrob. Je to aniontový polyelektrolyt vhodný ke koagulaci jílových částic. [7,10]

Při použití dextrinu se jedná o škrob se sníženým obsahem amylózy a makromolekulou menších rozměrů. Získává se působením kyseliny na škrob. Je to neiontový flokulant, účinnější než škrob v širokém rozsahu pH. [7,10]

Alginát sodný je dvojsodná sůl alginové kyseliny $C_5H_5O_2(OH)_2COOH$. Dodává se jako bílý prášek, dobře rozpustný ve vodě. Vyrábí se ze sušených mořských rostlin působením uhličitane sodného. V některých zemích je jeho použití velmi rozšířené, jedná se například o USA, Japonsko, Velkou Británii či Francii. Představuje typický aniontový polyelektrolyt. [7,10]

Jako flokulanty se používají různé deriváty celulózy, ta je ve vodě nerozpustná, proto je pouze surovinou pro výrobu metylcelulózy, karboxymethylcelulózy, oxyethylcelulózy a dalších ve vodě rozpustných aniontových polyelektrolytů. K nejznámějším derivátům celulózy patří sodná sůl karboxymethylcelulózy. Používá se při čiření povrchové vody v koncentraci kolem 1 mg/l. [7,10]

Další z používaných přírodních vysokomolekulárních látek jsou guarové pryskyřice. Získávají se extrakcí semen bobové rostliny *Cyamopsis psoradialis* v podobě bílého nebo šedého prášku. Aktivní složkou flokulantu je galaktoaminóza $C_5H_5O_2(OH)CH_2OH$. [7,10]

Posledním používaným flokulantem z této skupiny jsou ligninsulfonové kyseliny a jejich soli. Představují trojrozměrný, pevně zesílený polymer, jehož základ tvoří fenylypropanová jádra s fenolovými skupinami a sulfoskupinami. Jako flokulant se používají vyčištěné soli ze sulfitových výluhů odpadajících z výroby sulfitové celulózy. Jedná se o aniontové polyelektrolyty. [7,10]

2.8.6 Syntetické vysokomolekulární flokulanty

Jejich použití je mnohem širší, než u přírodních flokulantů. Vyznačují se vysokou molekulovou hmotností ($10^4 - 10^5$). Vyrábějí se s nižšími náklady než přírodní flokulanty. V jejich roztocích se mikroorganismy nemnoží tak rychle jako v roztocích přírodních sloučenin. [7,10]

Jednou ze skupin syntetických vysokomolekulárních flokulantů jsou neiontové flokulanty. Polyetylenoxidy jsou tuhé látky bílé barvy, dobře rozpustné ve vodě. Kvůli stabilizaci se k jejich vodním roztokům přidává 0,2 – 0,5 % ethanolu, izopropanolu atd. Nejrozšířenější je polyetylnoxol. Výhodou polyetylenoxidů jako flokulantů je, že jejich flokulační schopnost je nezávislá na pH. Používají se při flotaci minerálů, uhlí aj. [7,10]

Z aniontových flokulantů se nejčastěji používá polyakrylamid. Kationtové flokulanty jsou používány při koagulaci přírodních i průmyslových vod. Nejjednodušší z kationtových flokulantů je dobře rozpustný polyetylenimin. Do této skupiny dále patří kvarterní amoniové soli na bázi polystyrolu a polydimethylaminoethylmetakryláty. [7,10]

2.8.7 Výhody použití polymerních flokulantů

Použití flokulantů má následující výhody [10]:

- Zvětšují objem a tím i sedimentační rychlost vloček, umožňují zvýšit vzestupnou rychlost vody ve vločkovém mraku a zlepšují filtrovatelnost vyloučených suspenzí. Již s nízkými dávkami flokulantů (0,05 – 1,50 mg/l) lze zvýšit kapacitu prvního stupně úpravy o 30 – 60 %.
- Zlepšují jakost upravené vody snížením obsahu organických látek, zákalu i zbytkového koagulantu.

- Umožňují snížit dávky anorganických koagulantů.
- Vzniká mnohem méně kalu než s klasickými koagulanty (dávky organických flokulantů se pohybují většinou do 10 mg/l).
- Dávkování polymerních flokulantů je na rozdíl od anorganických koagulantů nezávislé na obsahu hydrogenuhličitanových iontů ve vodě.

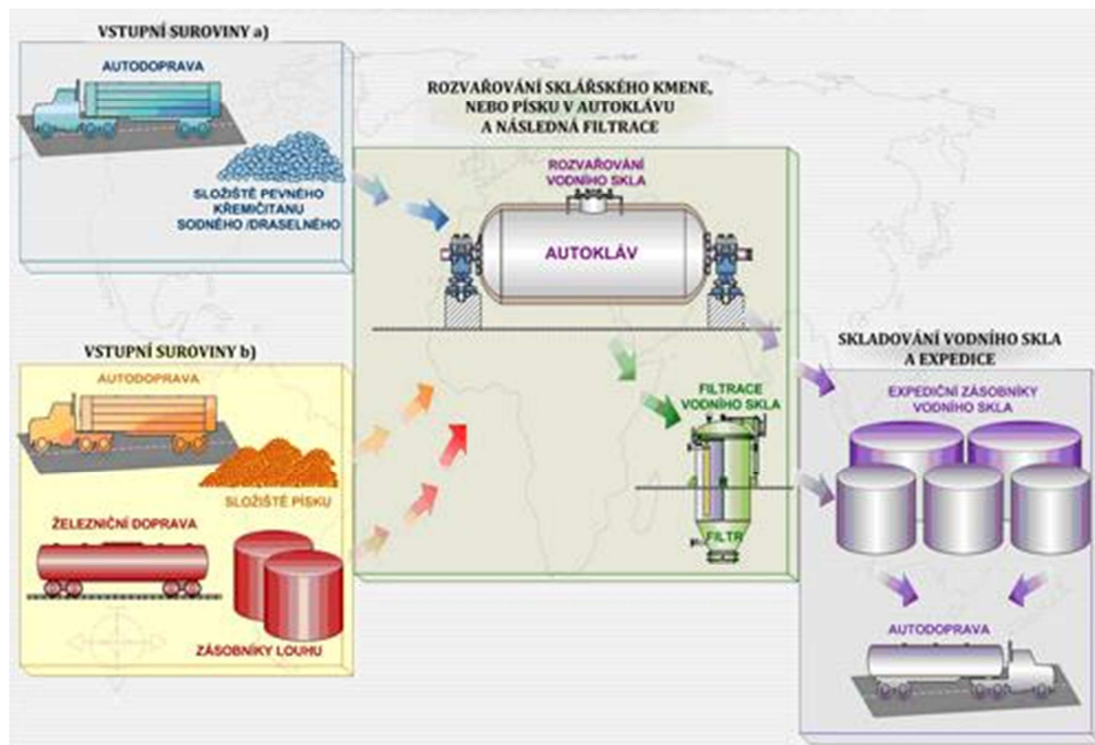
3 MOŽNOSTI INOVACE PROCESU ÚPRAVY VODY

3.1 VODNÍ SKLO

Rozpustné křemičitany jsou hlavní skupinou syntetických chemických látek. Objemem výroby je převyšují pouze komoditní kyseliny a zásady. Jsou známy jako vodní sklo, představují skupinu vysoce univerzálních sloučenin. Díky jejich mnoha výhodným vlastnostem jsou využívány v mnoha různorodých aplikacích a průmyslu. Křemík z vodního skla se rychle mění na biologicky aktivní kyselinu orthokřemičitou (rozpuštěný křemičitan). Významnými oblastmi použití jsou prací prostředky pro domácnosti, výroba celulózy a papíru, stabilizace půdy a využití v různých průmyslových odvětvích. Odhaduje se, že se každoročně vyrobí cca 88 000 – 121 000 tun SiO_2 . Toto množství představuje pouze malý zlomek ($< 2\%$) z předpokládaného celkového množství rozpuštěných křemičitanů transportovaných řekami do oceánů. Z tohoto důvodu se nepředpokládají významné nepříznivé účinky na vodní ekosystémy. [23,24]

3.1.1 Historie vodního skla

Rozpustné křemičitany patří do jedné z nejstarších skupin antropogenních chemických látek. První záznamy o člověkem vyrobených křemičitanech sahají do 3. tisíciletí před naším letopočtem. Technika výroby křemičitanů se postupně vyvíjela, pokrok byl zaznamenán například v Egyptě okolo roku 1500 př. n. l. Féniciáné byli největšími producenty křemičitanů ve starověku. V současnosti jsou křemičitany vyráběny a uváděny na trh v několika formách a používají se v celé řadě různých aplikací. V České republice uvádí na trh vodní sklo společnost Vodní sklo a.s. s výrobními jednotkami Brno, Neštětice a Setuza. Brněnská pobočka produkuje vodní sklo již od konce 19. století. V současnosti tato společnost nabízí vodní skla sodná, draselná, lithná, sodno-lithná, draselno-lithná a sodno-draselná. [23,25]



Obr. 3.1 Blokové schéma výroby vodního skla. a) výroba z pevného křemičitanu sodného / draselného, b) výroba hydrotermální reakcí [25]

3.1.2 Základní charakteristika

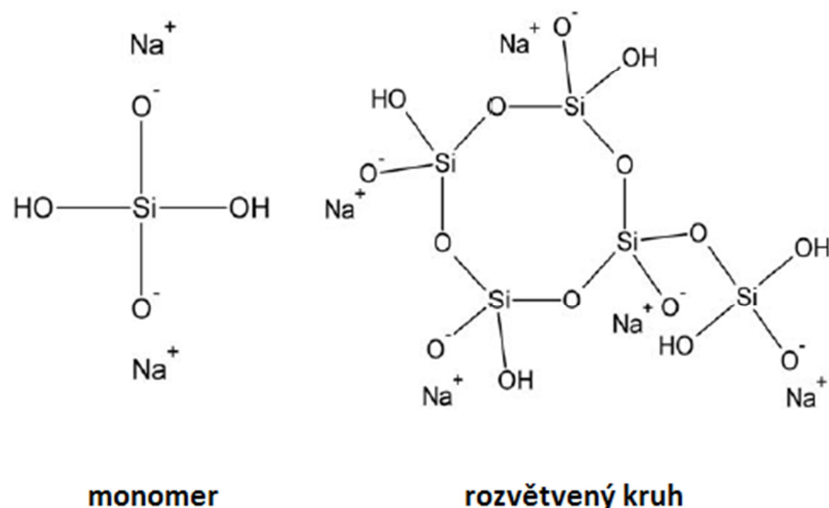
Vodní sklo je bezbarvá, průhledná, sklovitá látka komerčně dostupná ve formě prášku, či jako transparentní, viskózní vodný roztok. Z pohledu chemie se jedná o křemičitan sodný, křemičitan draselný, nebo jejich kombinaci. Surovinami pro výrobu křemičitanů jsou křemenný písek (nebo jiné zdroje bohaté na oxid křemičitý), alkalické uhličitany, např. uhličitan sodný (Na_2CO_3) nebo potaš (K_2CO_3) a hydroxidy alkalických kovů (NaOH , KOH , LiOH aj.). Největší část vyrobeného objemu představující přibližně 90 % celkové výroby rozpuštěných křemičitanů je obsažena jako křemičitan sodný ve formě hrudek, vodného roztoku, hydrotermální tekutiny, prášku nebo krystalů. Rozpustné (alkalické) křemičitany se vyrábí jako sodné, draselné, lithné nebo jako různé kombinace. Jedná se o kombinace oxidu křemičitého s alkalickými kovy v různém poměru. Rozpustné křemičitany nenásledují jednoznačný stechiometrický vzorec a nelze k nim ani přiřadit konkrétní chemický vzorec či molekulovou hmotnost. Obecný vzorec rozpustných křemičitanů je následující [23,26]:

$$M_2O \times SiO_2 \quad (3.1)$$

kde M.....sodík (Na), draslík (K) nebo lithium (Li)

„x“.....molární poměr stanovení počtu molů oxidu křemičitého na mol oxidu alkalického kovu, hodnota se pohybuje v rozsahu od 1,032 (pro Na_2O) do 1,568 (pro K_2O) a 0,497 (pro Li_2O)

Hodnota pH koncentrovaných výrobků se pohybuje v rozmezí 10 – 13. Podíl křemičitanu v roztoku je rychle snížen, pokud poklesne pH pod hodnotu 9. Pod hodnotou $\text{pH}=9$ zůstává v křemičitém roztoku jen malé, ale konstantní množství. [23]



Obr. 3.2 Druhy křemičitanu sodného [23]

3.1.3 Aplikace využívající vodní sklo

Rozpustné křemičitany jsou mimořádně univerzálními přísadami, jsou ekonomické a účinné. Jejich použití se nachází, díky jejich multifunkčním sloučeninám, v mnoha různorodých aplikacích. Často se využívá jejich alkalické pufrací kapacity, povrchové modifikace (ochrana před korozí) a kovovazebných schopností. Hlavní využití podle zpracovaného hmotnostního objemu je na výrobu mýdel, pracích a čisticích prostředků. Tyto chemikálie

jsou začleňovány do různých pracích prostředků, kapalných pracích prostředků, prášků, tablet či tyček. S úspěchem jsou rovněž používány v mnohých čistících aplikacích, od kovovýroby po textilní průmysl, mytí průmyslových zařízení, na praní i do myček nádobí. Obecně lze říci, že jsou křemičitany v kombinaci s mýdly povrchově aktivními látkami. Používají se i do bělidel, enzymů a různých dalších aplikací, např. pro ochranu dřeva, jako přísůs do cementů, či přísůs do nátěrových hmot a lepidel. [23,26]



Obr. 3.3 Hrudky křemičitanu [23]

Mezi prospěšné vlastnosti pracích prostředků s křemičitany patří i jejich nízké povrchové napětí, dobré emulgační a suspendační schopnosti, zásoba alkality pro neutralizaci nebo zmýdlení půdních materiálů a vysoká pufrací kapacita. Vpravením do silně kyselé půdy se efektivně využije pufrací kapacita pro zabránění skokovému poklesu pH a následným problémům při sanaci půdy. Silikáty stabilizují bělicí účinek iontů komplexních kovů a tím zamezí nežádoucím účinkům na textilie. V neposlední řadě křemičitany zvyšují účinnost tenzidů a mýdel tím, že snižují povrchové napětí. [23]

Tab. 3.1 Spotřeba vodního skla v západní Evropě [24]

| Oblast použití | Spotřeba na základě CEES prodeje / dodávky | Spotřeba na základě údajů o spotřebě | Emise do povrchových vod |
|--------------------------|--|--------------------------------------|--------------------------|
| mycí prostředky | 78 | 91 | 65 – 76 |
| výroba papíru a celulózy | 52,5 | 107 | 21 – 43 |
| čištění (odpadní) vody | 2,8 | neznámá | 2,3 |
| stabilizace půdy | 11,7 | neznámá | zanedbatelné |
| celkem | 145 | 198+ | 88 - 121 |

Pozn.: Všechny hodnoty jsou uváděny v tisících tun SiO_2 / rok.

3.1.4 Bezpečnost rozpustných křemičitanů

Na základě jejich fyzikálních a chemických vlastností, toxikologického a ekologického chování jsou rozpustné křemičitany obecně považovány za bezpečné, málo rizikové chemikálie. Klasifikace nebezpečnosti křemičitanů závisí na molárním poměru jednotlivých produktů. Čím vyšší je podíl oxidu alkalického kovu, tím pravděpodobnější je dráždivost

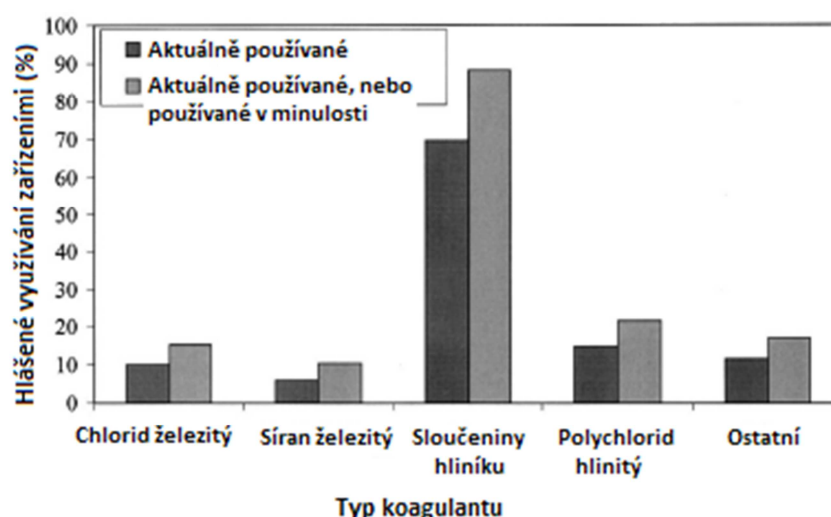
a leptavost kůže a očí. V případě práškové formy i respirační problémy. Jediným křemičitanem klasifikovaným jako žíravý v příloze 1 Evropské směrnice nebezpečných látek 67/548/ES, o sbližování právních a správních předpisů týkajících se klasifikace, balení a označování nebezpečných látek je metakřemičitan sodný. [23]

Uvolnění do životního prostředí, pH a koncentrace vedou k dynamické polymeračně-depolymerační rovnováze se speciací a k různým mono-, oligo- a polymerním aniontům a amorfnímu oxidu křemičitému. Všechny rozpustné křemičitany vykazují velmi nízkou tenzi par a velmi nepravděpodobný atmosférický rozklad. Ve vodě jsou středně až vysoce rozpustné a prakticky nerozpustné v organických rozpouštědlech. Z toho vyplývá, že je nepravděpodobný lipofilní rozklad. Jakmile se rozpustné křemičitany dostanou do hydrosféry, ředí se a probíhá rychlá depolymerace. Následně se již nedají rozpoznat tyto molekuly od přírodního rozpuštěného oxidu křemičitého. Zajímavé je, že křemičitany nepřispívají k chemické či biologické spotřebě kyslíku ve vodním toku. [23]

Křemičitany jsou v životním prostředí všudypřítomné, v potravinách a pitné vodě, jsou používány v různých aplikacích již desítky let. Nikdy nebyly hlášeny nežádoucí systémové účinky způsobené jejich používáním. Akutní, subakutní i chronická toxicita je velmi nízká. Rozpustné křemičitany nejsou karcinogenní, mutagenní ani neprodukují reprodukční toxiny. [23]

3.1.5 Problémy úpraven vody způsobené koagulací

Nová rozšířená pravidla pro koagulace vyžadují pro úpravu vody nástroje vedoucí ke zvýšenému odstranění množství přirozené organické hmoty z této vody. Jedním z možných přístupů je „zvýšit“ výkon stávajících koagulačních procesů prostřednictvím zvýšení dávek koagulantu, změnou typu koagulantu, nebo snížením koagulačního pH. Současně s tím sílí obavy, že mohou tyto změny v úpravě způsobovat degradaci cementu a kovových prvků infrastrukturního zařízení na úpravně pitné vody. Z průzkumu dopadů posílené koagulace na 275 zařízeních na úpravu vody v USA vyplynulo, že již u 24 % zařízení byla pozorována nějaká forma degradace infrastruktury. [31]



Obr. 3.4 Koagulanty používané na vodohospodářských zařízeních [31]

Během následujících deseti let se očekává, že bude stát infrastrukturní vybavení minimálně dvakrát tolik finančních prostředků, než samotná úprava vody. Některé nové předpisy U.S. EPA vyžadující změnu úpravy vody mohou skutečně urychlit degradaci infrastruktury.

Například rostou obavy, že snížené koagulační pH a vyšší koagulační dávky vyžadující rozšířená pravidla koagulace mohou vést k významnému zhoršení technického stavu infrastruktury na úpravách pitné vody. Vzhledem k velmi omezenému provedenému výzkumu degradace infrastruktury způsobené koagulanty byly převzaty i poznatky z jiných oborů do komplexního přehledu k vysvětlení možné příčiny pozorované degradace. [31]

Nejčastěji používaným koagulantem na úpravách, z jejichž provozů byla získána data, jsou chemické sloučeniny hliníku. V současnosti je využívá 70 % zúčastněných vodohospodářských zařízení a téměř 90 % je někdy používalo. Dalšími běžně používanými chemikáliemi jsou polyaluminium chlorid, chlorid železitý a síran železitý. Dalšími využívanými koagulanty jsou polymery, hlinitan sodný a chemikálie na bázi železa. Více jak polovina zařízení používá na jejich zařízeních inhibitory koroze, většina v reakci na EPA pravidla týkající se olova a mědi, pouze 15 % zařízení využívalo inhibitory k ochraně materiálů na úpravě. [31]

Tab. 3.2 Změny kvality vody z koagulace a možné dopady na degradaci materiálů [31]

| | | Potenciální důsledek pro | | |
|---|---|--------------------------|------------|------------------|
| Změna kvality vody | Důvod změny | Beton | Výztuž | Kovy |
| nižší NOM | odstranění koagulací | nepříznivý | neznámý | nepříznivý |
| nižší pH | vyšší dávky koagulantu a přímý přídavek kyseliny | silně nepříznivý | nepříznivý | silně nepříznivý |
| více chloridů | vyšší dávky chloridu železitého, polyaluminium chloridu či HCl | neutrální | silný | různorodý |
| více síranů | vyšší dávky kamence, oxidu železitého nebo kyseliny sírové | u některých nežádoucí | žádný | žádný |
| více pevných $\text{Al}(\text{OH})_3$ či $\text{Fe}(\text{OH})_3$ | typické následky vyšších koagulačních dávek | výhoda | neznámý | neznámý |
| více rozpuštěného Al^{3+} | vyšší dávky kamence a nižší pH mohou zvýšit rozpustnost vytvořených pevných látek | možná výhoda | neznámý | neznámý |
| více CO_2 | acidifikace vod s obsahem hydrogenuhličitanů | silně nepříznivý | nepříznivý | nepříznivý |
| více vápníku | doplňkové vápno k udržení koagulačního pH a zlepšení odstranění částic | výhoda | neznámý | určité výhody |

Provozovatelé více než čtvrtiny zařízení připouští, že zvažují změnu druhu koagulantu, jeho dávkování, nebo koagulačního pH pro splnění pravidel týkajících se rozšířené koagulace, ačkoliv se domnívají, že to zvýší rychlost degradace infrastruktury. Většina provozovatelů neplánuje přidávání kyseliny, nebo okyselených koagulantů za účelem snížení hodnoty pH kvůli optimální koagulaci. Jak již bylo zmíněno, pouze 15 % zařízení používá k ochraně materiálů úpravy proti agresivní vodě inhibitory koroze. Nicméně, zařízení používají jiná opatření k ochraně technické infrastruktury. Jedna čtvrtina zařízení využívá epoxidové nebo

jiné ochranné nátěry betonů či kovů a 13 % zařízení je proti korozi kovů chráněno pomocí katodové ochrany. [31]

Dvacet čtyři procent všech zúčastněných zařízení hlásilo za zmínku stojící degradaci infrastruktury na jejich úpravě v důsledku koagulace, 22 % z nich muselo obnovit povrch nebo opravit beton. U 10 % byly pozorovány známky koroze výztuže betonu, tento jev by mohl být více rozšířen, neboť dalších 20 % zařízení uvádí, že by nebyly schopni rozpoznat problémy s korozi výztuže. Dvě třetiny zainteresovaných zařízení již používá rozšířenou koagulaci a u 85 % z nich nebyly pozorovány negativní změny. [31]

S ohledem na zvýšené požadavky na odstranění přírodních organických látek (NOM) se očekává přechod od koagulantů na bázi hliníku ke koagulantům na bázi železa. Některá zařízení zvýší přísádek kyseliny (HCl nebo H₂SO₄) pro snížení koagulačního pH. Tyto změny mohou vést k celé řadě změn v kvalitě vody, včetně snížení NOM, nižšího pH, zvýšeného výskytu chloridů, síranů, vápníku a/nebo sodíku, železitých či hlinitých tuhých látek. Dále pak hrozí zvýšený výskyt rozpuštěného hliníku, vyšší koncentrace CO₂ a snížení alkality. [31]

Obecně platí, že je rychlost koroze výztuže úměrná množství chloridů. Vzhledem k tomu, že je uzavřena v betonu, je často nejlépe ochráněna stejnými prostředky jako beton. Mezi tuto ochranu se řadí nátěrové hmoty, povlaky, membrány, polymery a speciální směsi. Tato opatření slouží pro snížení propustnosti pro chloridy nebo zvyšují síranovou odolnost. V oblasti strukturálních a dálničních aplikací se s úspěchem používají pozinkované výztuže, výztuže z nerezové oceli, epoxidové nátěry, nebo různé slitiny. Dále bylo zjištěno, že pozinkování povrchu poskytuje částečnou katodovou ochranu výztuži v solných roztocích, ačkoliv tento povlak neposkytuje ochranu bariérového typu. [31]

3.2 NANOŽELEZO

V současnosti jsou pro odstranění těžkých kovů z podzemních vod k dispozici různé materiály, jedná se o aktivní uhlí, uhlíkové nanotrubičky, bentonit či nula-mocné železo (ZVI). Všechny tyto látky jsou schopny přeměnit toxické látky v netoxické a/nebo adsorbovat toxické látky pomocí iontové výměny, srážení iontů a adsorpcí. Velikost nanočástic železa (NZVI) se pohybuje v rozmezí od 0,4 μm do 1 000 μm, s převahou částic velikosti 50 – 60 μm. Tato velikost je považována za efektivní adsorbent a ideální technologii pro in situ sanaci podzemní vody kontaminované těžkými kovy. V Severní Americe má použití nula-mocného železa při sanacích podzemní vody více než desetiletou historii, jeho použití je velmi rozšířeno pro snížení množství chlorovaných organických sloučenin. Použití elementárního železa jako redukčního média se dostává do popředí zájmu z důvodu nízkých nákladů na provoz i údržbu. Mimo to se snadno získává, má dobrou účinnost a schopnost degradovat nečistoty. [28,29,30]

Využití nanočástic nulamocného nanoželeza pro in situ redukci kontaminantů je příkladem reduktivních abiotických sanačních metod. Použití nanoželeza je sanační metodou použitelnou pro široké spektrum kontaminantů, od jednoduchých kationtů a aniontů až po složité organické halogenované sloučeniny. Z anorganických látek jsou předmětem zájmu především těžké kovy, jako je chrom, arsen či uran. Další skupinou jsou redukovatelné anionty, jako jsou fosforečnany, dusičnany či sírany. Největší uplatnění nanoželeza se v současnosti nalézá při dechloraci organických sloučenin, především chlorovaných ethenů, dále pak polychlorovaných bifenylů a dalších halogenovaných sloučenin. [36]

3.2.1 Příprava nanočástic

Příprava nanočástic nula-mocného železa je obvykle prováděna dvěma způsoby. Tepelným zpracováním s použitím směsi oxidu železa a uhlíku či vápenného prášku, nebo redukcí rozpuštěného železa pomocí redukčních přeměn rozpuštěného kovu na nula-mocné železa za pomoci chemického procesu redukce. Charakteristickou vlastností vyrobeného NZVI je schopnost tohoto materiálu odstranit znečištění z podzemní vody. [28]

Při chemickém procesu redukce se k výrobě ZVI využívají dvě základní chemické látky, kterými jsou, podle metody navržené Uzum et al. 2008, $\text{FeCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ a NaBH_4 . NaBH_4 funguje jako redukční činidlo pro redukcí chloridu železitého ve formě roztoku k výrobě nula-mocného železa. Tato metoda se sestává ze čtyř fází, jsou jimi míchání, separace, praní a sušení. [28]

Produkované nanočástice železa jsou na trh dodávány ve formě dlouhodobě stabilních vodních disperzí vhodných např. k čištění povrchových i podzemních vod. Kromě toho je možno využívat čistý nanoprášek nula-mocného železa v suchém stavu uchovávaný v inertní atmosféře vhodný k dalšímu zpracování a úpravám. [27]

Tab. 3.3 Přehled chemických metod pro přípravu nanočástic [36]

| Český název metody | Princip metody |
|---|--|
| Redukce v plynné fázi | <ul style="list-style-type: none"> - redukce nanočástic goethitu nebo hematitu vodíkem při vysoké teplotě - následuje sušení a vznik oxidické ochranné vrstvy - případně další povrchová modifikace |
| Odstranění ligandů z organokovových sloučenin | <ul style="list-style-type: none"> - redukce či odstranění ligandů z nulamocných organokovových sloučenin - vznik koloidní suspenze nanočástic |
| Elektrochemická metoda | <ul style="list-style-type: none"> - redukce iontů kovů a následná agregace částic okolo kovových jader - metoda umožňuje připravit nanočástice požadované velikosti ve velkém měřítku - nulový vznik nežádoucích vedlejších produktů |
| Výroba v prostředí reverzních micel (v mikroemulzi) | <ul style="list-style-type: none"> - nanočástice železa jsou chráněny před oxidací povlakem tenké vrstvy zlata - částice mají úzkou velikostní distribuci a jednotnou morfologii |
| Řízené chemické spolusrážení | <ul style="list-style-type: none"> - kontrolované chemické srážení vhodným srážedlem při správném pH - nanočástice se dotvářejí stárnutím, filtrací, praním, sušením |
| Pulzní elektrodepozice | <ul style="list-style-type: none"> - příprava nanočástic pomocí elektrolytických pulsů vkládaných na železnou anodu a inertní titanovou katodu - krátké pulsy zajistí úzkou velikostní distribuci - teplota elektrolytu 303 °C |
| Sprejování tekutým plamenem | <ul style="list-style-type: none"> - principem je rozstřikování taveniny prvku do plamene |
| Redukce v kapalně fázi | <ul style="list-style-type: none"> - příprava koloidních látek pomocí různých redukčních činidel, např. hydridů a solí - vznik prakticky monodisperzních nanočástic (směrodatná odchylka průměru částic menší než 15 % z průměrné hodnoty) - stabilizační činidla jsou detergenty nebo polymery rozpustné ve vodě |

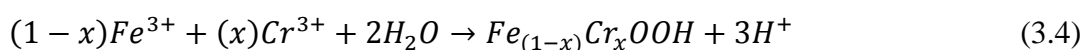
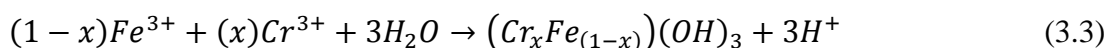


Obr. 3.5 Nanočástice Fe (0) při styku se vzdušným kyslíkem [27]

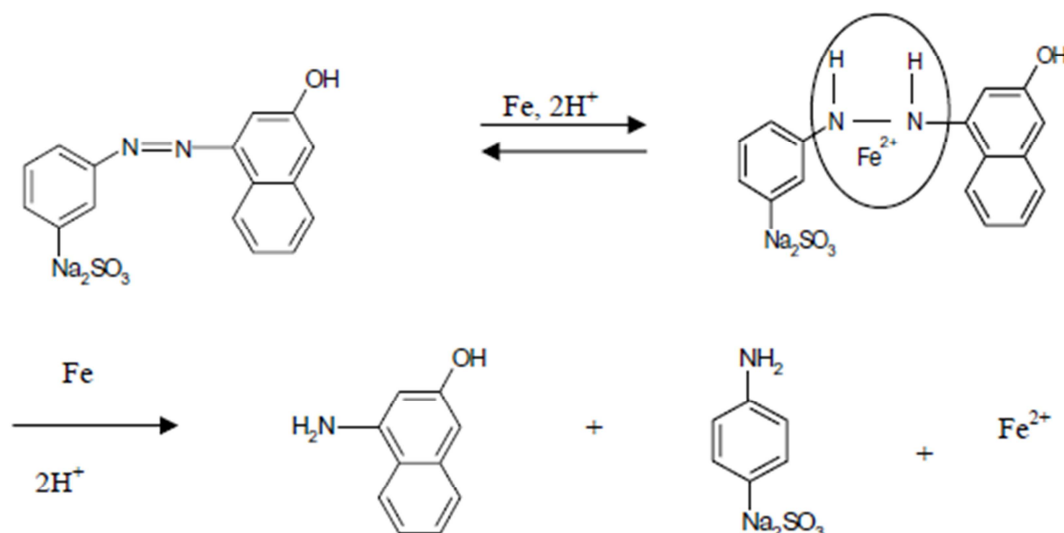
3.2.2 Degradace znečišťujících látek

Použitelnost nula-mocného železa pro čištění odpadních vod je prostudovanější, než použití u pitné vody. Stále však není zcela pochopen přesný mechanismus degradace kontaminantů železem. Při reakci může molekula reagujícího železa dosáhnout pevného povrchu, následně se spojí v místě, které může být buď reaktivní, nebo nereaktivní. Rovněž může docházet ke konkurenci mezi rozpuštěnou látkou reaktantu a jinou rozpuštěnou látkou v místě, které je k dispozici. Reaktivní stránky odkazují na to, kde dochází k rozbití vazeb molekulami rozpuštěného reaktantu (tj. chemické reakci), zatímco nereaktivní stránky jsou ty, kde se vyskytují jen sorpční interakce a molekula rozpuštěné látky zůstává nedotčena. [30]

Nula-mocné železo Fe (0) bylo podrobně studováno pro odstraňování těžkých kovů, jako jsou chrom a arsen. Degradací mechanismy jsou založeny na transformaci z toxické formy na netoxickou, či na adsorpci na povrchu železa v závislosti na typu těžkých kovů. Odstranění chromu je založeno na transformaci šestimocného chromu Cr (VI), což silný oxidant a potenciální karcinogen, na trojmocný chrom Cr (III), ten je méně nebezpečný, méně rozpustný ve vodě a spojuje se s pevnými látkami. Redukce Cr (VI) za použití Fe (0) produkuje iont železa Fe (III) a iont chromu Cr (III). Chrom Cr (III) může být odstraněn pomocí srážení nebo vysrážením s využitím hydroxidu ve smíšených podmínkách Fe (III) a Cr (III), jak je uvedeno v následujících rovnicích [30]:



Odstranění arsenu nula-mocným železem nezahrnuje snížení kovové formy, týká se pouze povrchových komplexů. Hydroxid železa (aktivní fáze) musí být vytvořen na povrchu částic předem, aby mohl být arsen navázán na tento materiál při oxidačních podmínkách. Účinnost odstranění je závislá na ploše či typu použitého železa a zvyšuje se v průběhu času, možná kvůli větší sorpční ploše v důsledku koroze železa a adsorpci nebo srážkám oxidu železa. Proto může být As (III) a As (V) odstraněn z vodného roztoku pomocí Fe (0). [30]



Obr. 3.6 Mechanismus rozkladu Acid Orange II v systému Fe⁰-H₂O [30]

Fe (0) bylo nedávno zkoumáno v souvislosti s odbarvováním textilních odpadních vod. Zničení azo vazby (N=N) v chromoforu azobarviv vede k bělení barviva. Železné částice se oxidují, zatímco molekuly barviva redukují. Molekula barviva přijímá elektrony z železa a v kombinaci s H⁺ z kyseliny vzniká přechodný produkt. Tento produkt získává elektrony a v kombinaci s H⁺ vytváří konečné sloučeniny. Kromě toho jsou aromatické azosloučeniny v přítomnosti Fe (0) náchylné k přechodu na formu aromatických aminů, které jsou snadno degradovány mikroorganismy. Několik experimentů také potvrdilo, že při reaktivních podmínkách se azobarviva rozkládají štěpením N-N za vzniku aromatických aminů, jako je anilin. Protože jsou aromatické aminy toxické, může být požadována kombinovaná úprava nula-mocnou technikou s další technologií čištění odpadních vod. [30]

3.2.3 Rozklad herbicidů a pesticidů

Protože mnoho herbicidů a pesticidů obsahuje halogeny, budou podléhat dehalogenizační degradaci nula-mocným železem. Pesticidy obsahující halogenované sloučeniny jako jsou metolachlor, alachlor, atrazin, pendimethalin, či chlorpyrifos mohou být odstraňovány při současné korozi kovu železa, kdy Fe (0) a Fe (II) slouží k redukci. Rychlost degradace pesticidů je umocněna přidáním Al₂(SO₄)₃ a CH₃COOH k Fe⁰. Trvalé mírně kyselé až téměř neutrální pH při úpravě s Al₂(SO₄)₃ může zvýšit účinnost Fe⁰ zpomalením oxidace a pasivací (deaktivací) Fe (III) při zachování reaktivního Fe (II) na povrchu oxidu. Přítomnost Fe²⁺, Fe³⁺ nebo Al³⁺ během Fe⁰ koroze podporuje odstranění pesticidů. [30]

3.2.4 Degradální bariéra

Obecně jsou degradační bariéry navrhovány ke snížení nebo odstranění kontaminantů z podzemní vody na neškodné produkty zvýšenou biologickou degradací nebo mechanismy

chemického odstranění. Bariéry využívající nula-mocné železo jsou široce využívány pro degradaci chlorovaných rozpouštědel, jako je TCE a PCE. Experimentálně zjištěné hodnoty degradace nula-mocným železem při úpravě jsou obvykle získány s využitím dávkových laboratorních zkoušek, u kterých se rychlostní konstanta počítá ze sklonu semilogaritmické plochy normalizované koncentrace (C_0/C_t) v čase, kde C_0 je počáteční koncentrace a C_t je koncentrace v čase t . Tyto odhadované rychlostní konstanty mají typický pokles o 50 % při úpravě povrchové teploty podzemní vody, která je nižší než teplota pokojová. Množství použitého železa je nejvýznamnější položkou nákladů při výstavbě prvku úpravy. [30]

3.2.5 Rozšířená biologická úprava průmyslových odpadních vod bimetalovým nula-mocným železem

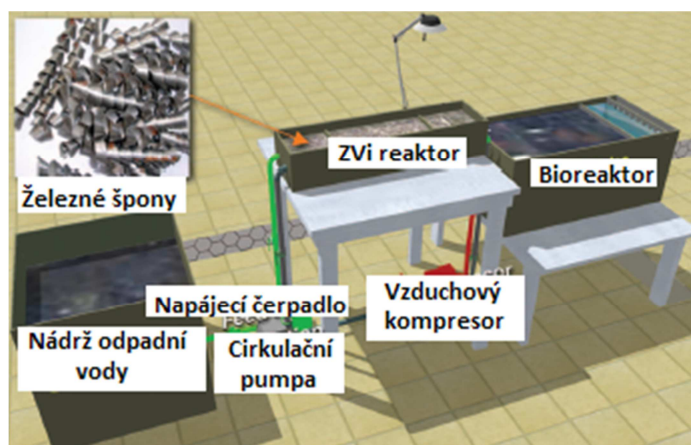
V Severní Americe má použití nula-mocného železa (ZVI) při sanacích podzemní vody více než desetiletou historii, jeho použití je velmi rozšířeno pro snížení množství chlorovaných organických sloučenin. Tato případová studie se zaměřila na nedávno prováděné experimenty, jejichž cílem je integrovat ZVI s biologickými procesy do procesu čištění odpadních vod. V čínské Šanghaji na ČOV s kapacitou 60 000 m³/den uvádí, že s pomocí integrace těchto metod bylo od srpna 2006 úspěšně odstraněno 910 000 kg železa. Čištění komunálních odpadních vod bylo tradičně prováděno s využitím biologických procesů, typicky aerobních organismů v přerušovaných systémech (např. aktivovaném kalu), nebo povrchově zakotvených biofilmech. Průmyslové procesní odpadní vody jsou oproti komunálním náročnější na čištění vzhledem k přítomnosti méně biologicky odbouratelných a často toxických látek. Dodnes není proces využívající ZVI příliš používán při čištění odpadních vod, ale poptávka po produkci kvalitněji vyčištěné OV, především z pohledu snížení toxicity a živin, vedla k intenzivnímu zkoumání některých vznikajících technologií, včetně využití ZVI. [29]

V průběhu šesti let bylo studováno využití železných špon a úlomků, zejména z 38CrMoAl oceli pro zefektivnění procesu biologického čištění průmyslových odpadních vod. Železné špony obsahují železo (> 95 %), uhlík (0,35 – 0,42 %), oxid křemičitý (0,2 – 0,45 %), chrom (1,35 – 1,65 %) a několik dalších stopových prvků (např. Mo, S, P, Ni, každý < 0,03 %). Hlavním důvodem pro tuto volbu je bohatá místní nabídka a relativně nízké náklady (cca \$ 0,25 / kg). Železné špony mají poměrně velkou plochu (0,2 – 0,3 m²/kg) a vynikající mechanické a hydraulické vlastnosti (např. vysokou pórovitost) jako filtrační médium. [29]

Od roku 2001 provádělo Národní inženýrské výzkumné centrum pro kontrolu městského znečištění při univerzitě Tongji výzkum možného využití železných špon při odstraňování alifatických sloučenin, organických barviv a nitroaromatických sloučenin. Dávkové experimenty byly provedeny s vodnými roztoky o koncentraci 0,1 – 10 mg/l chlorovaných alifatických sloučenin. Také byla zkoumána degradace hexachlorbenzenu, pentachlorbenzenu a chlorbenzenu. Do všech reaktorů bylo nadávkováno 500 g železa / litr. Reakční doba byla omezena na přibližně 2 – 3 h k simulaci typického hydraulického pobytu v reakčním loži naplněném železnými šponami. Vzhledem k relativně krátké reakční době bylo pozorováno pouze částečné odstranění chlorovaných uhlovodíků. Účinnost odstranění byla nižší než 20 % u většiny studovaných nečistot. Vyšší účinnost odstranění (40 – 60 %) byla následně pozorována po delší reakční době (> 100 h). Rovněž byla porovnávána reaktivita železných špon a železného prášku (1 mm). Mnohem větší železné špony byly ve skutečnosti reaktivnější, pokud šlo o dechloraci tetrachlormethanu. Je možné, že mohou mít železné špony vzniklé při zpracování kovu čerstvější povrchy s relativně nižším stupněm oxidace. Na druhé straně, železné prášky jsou obvykle pokryty tlustou pasivační vrstvou. [29]

Pro zvýšení účinnosti železných špon byly přidány příměsi drahých kovů, jako je měď, stříbro, či palladium k vytvoření tzv. bimetalové konstrukce ZVI. Obecně lze říci, že přibližně 0,1 % hmotnostních z ušlechtilého kovu je adsorbováno na povrchu železa redukčním srážením. U bimetalových železných špon bylo pozorováno výrazné zefektivnění procesu. Například bylo dosaženo 90 % odstranění u 10 mg/l trichlormethanu za 2 h při dopování železných špon stříbrem. V souladu s předchozími studiemi, bylo nejlepších výsledků dosaženo u testů s využitím palladia pro úpravu železných špon. Bylo pozorováno, že je železo s palladiem účinné zejména při odstraňování chlorovaných benzenů, jinak notoricky stabilní skupiny znečištění. Po vyhodnocení nákladů a dostupnosti materiálu bylo v této práci použito 0,1 % mědi. [29]

V Číně je hlavním zdrojem znečištění vody textilní průmysl generující téměř 2,0 mld. tun odpadní vody za rok. Znečišťování povrchových i podzemních vod vypouštěním organických barviv je běžné a představuje vážnou hrozbu pro životní prostředí a lidské zdraví. Většina organických barviv obsahuje benzen a heterocyklické sloučeniny s vysokou molekulovou hmotností, obecně jsou tyto látky odolné proti aerobnímu biologickému rozkladu odpadních vod v konvenčních čistírnách odpadních vod. Tyto sloučeniny jsou ve vodě neobyčejně rozpustné a mají nízkou afinitu k běžným sorbentům, jako je aktivní uhlí. [29]

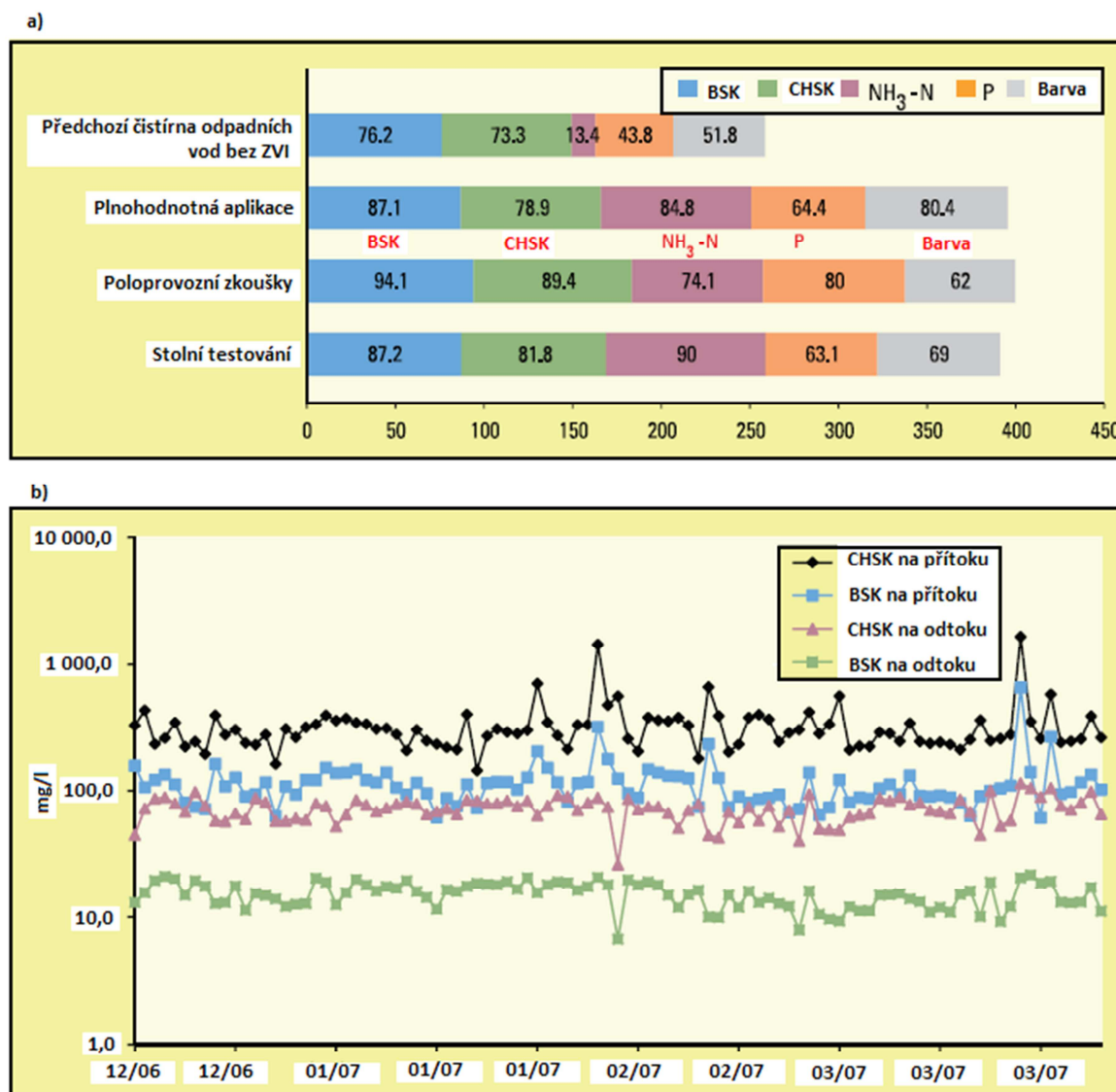


Obr. 3.7 Stolní experimentální nastavení kombinovaného ZVI – biologického systému čištění [29]

Experimentů ve stolním měřítku bylo použito k vyšetření účinků ZVI při biologickém čištění. Byly provedeny na zařízení pro čištění odpadních vod nacházejících se v průmyslovém parku v Šanghaji v Číně. Toto zařízení upravuje odpadní vodu z více než 50 malých a středně velkých továren, mnoho z nich vyrábí barviva a pigmenty, petrochemické, farmaceutické a další chemikálie. Přitékající odpadní vody obsahují velké množství perzistentních organických materiálů, včetně ropných uhlovodíků, halogenovaných uhlovodíků, nitroaromatických sloučenin, velkého množství organických barviv a iontů různých těžkých kovů. [29]

Hlavní parametry pro posuzování výkonnosti úpravy zahrnují chemickou spotřebu kyslíku (CHSK), biochemickou spotřebu kyslíku (BSK), dusík, fosfor a nerozpuštěné pevné látky (TSS). Experiment ve stolním měřítku byl provozován šest měsíců během let 2003 a 2004. Hlavní výsledky zahrnují následující. (i) BSK₅ se snížilo z 238 na pouhých 7,7 mg/l, hluboko pod normu pro vypouštění a stanovený cíl, ten byl 30 mg/l. Celková účinnost odstranění BSK byla velmi působivých 96,7 %. Ve srovnání, BSK₅ stávajícího biologického čištění bylo 56,9 mg/l, s hodnotou odstranění pouze 76 %. (ii) odstranění CHSK bylo 85 %. Nicméně, na odtoku ze ZVI biologického systému byla hodnota 73 mg/l, což naznačuje, že byla ještě velká část organických látek v odtoku biologicky neodbouratelná. (iii) účinnost odstranění

celkového dusíku se zvýšila z 38 % na 51,2 %, zatímco odstranění amoniaku se zlepšilo z 13,3 % na 92 %. (iv) pozorovaný účinek odstranění barvy byl více než 75 % snížení. (v) hodnota celkového fosforu na odtoku byla snížena z 2,3 mg/l na 1,5 mg/l. [29]



Obr. 3.8 (a) Porovnání účinnosti čištění (%) stolních, poloprovozních a plnohodnotných studií. (b) Trendy BSK a CHSK během 130ti denního provozu systému ZVI – biologického čištění v plném rozsahu [29]

Byla zvážena řada konfigurací reaktoru s modulární konstrukcí jako konečným rozhodnutím. Každý z navržených modulů ZVI má rozměry 2,5 m (výška) x 1,55 m (délka) x 0,98 m (šířka) a pojme přibližně 1 000 – 2 000 kg železného šrotu. Moduly mohou být instalovány, vyčištěny i nahrazeny snadno dostupným zařízením na většině čistíren odpadní vody. Podobně jako u experimentálního stolového měřítka se pilotní test nastavení sestával z reaktoru ZVI a systému biologické úpravy. Průtok byl 2 000 l/h s přibližně 2,25 h dobou zdržení v ZVI reaktoru a 24 h v bioreaktoru. Struktura a doba zdržení u biologického čištění jsou stejné jako u plného rozsahu systému. ZVI reaktor obsahoval modul s 1 800 kg železných špon obohacených o 0,1 % Cu. [29]

Reaktor ZVI byl připojen k biologickému čištění v srpnu 2006 a od té doby je nepřetržitě v provozu. Připojení ZVI reaktoru přineslo okamžité a výrazné zlepšení téměř všech

výkonnostních kritérií. V odpadní vodě byly sníženy hodnoty CHSK, celkového N a P z hodnot 129,9; 28,6; 2,29 mg/l na 67,6; 3,8; 1,8 mg/l po uvedení ZVI reaktoru do provozu. Účinnost odstranění CHSK během 132 denního monitorovacího období byla v rozsahu od 78,9 do 93,1 %, to je výrazně více než před instalací ZVI reaktoru. Před zahájením provozu systému s ZVI stávající aerobní biologické čištění samo odstraňovalo v průměru pouze 13 % dusíku. S předčištěním ZVI byla účinnost odstranění dusíku 85 %. Ve stejné době se zlepšilo odstranění fosforu z 55,6 % na 63,3 %. Nejviditelnější zlepšení bylo v odstraňování barev, to se zlepšilo z předchozích 20 – 30 % na 80,4 %. [29]

4 EXPERIMENTÁLNÍ ČÁST

4.1 SKLENICOVÁ OPTIMALIZAČNÍ ZKOUŠKA

Na mnoha úpravách vody měnící se vlastnosti surové vody vyžadují úpravu dávek koagulantu pro dosažení optimální koagulace. Na úpravách se zkouší různé dávky koagulantu pomocí sklenicové optimalizační zkoušky simulující podmínky na úpravě vody, kromě již provozovaných zařízení se sklenicová optimalizační zkouška využívá i při návrhu nových provozů. V první fázi této zkoušky dochází k rychlému míchání pro homogenizaci dávky koagulantu ve vodě. Ve druhé fázi se využívá pomalého míchání k vytvoření separovatelných vloček. Z ekonomických důvodů se požaduje, aby byly dávky koagulantu co nejmenší. Zároveň musí množství nadávkování koagulantu stačit k vyvločkování znečištění. Čím je větší znečištění, tím musí být úměrně větší dávka koagulantu. [4,32]

4.1.1 Výpočet dávky

Pro stanovení dávky koagulantu je rozhodující obsah kovu (Fe, Al), který tvoří příslušný hydroxid. Orientační dávky vychází z hodnot CHSKCr nebo z barvy vody. [4]

Dávka železité nebo hlinité soli D (Fe^{3+} nebo Al^{3+} [mmol/l]) dle kvality vody:

$$D = (0,3 \text{ až } 0,4) \times \text{CHSKCr} \quad (4.1)$$

kde D.....dávka koagulantu [mg/l]

CHSKCr.....chemická spotřeba kyslíku stanovená dichromanovou metodou [mg/l]

Další vztah vychází z naměřené hodnoty barvy upravované vody:

$$D = (2,5 \text{ až } 3,0) \times \sqrt{B} \quad (4.2)$$

kde D.....dávka koagulantu [mg/l]

B.....barva surové vody [mg/l Pt]

Nebo:

$$D = 100 \times \text{KNK}_{4,5} \quad (4.3)$$

kde D.....dávka koagulantu [mg/l]

KNK_{4,5}.....kyselinová neutralizační kapacita [mmol/l]

Optimální dávka koagulantu se zjistí během koagulačního pokusu. Dosažený výsledek se hodnotí podle kvality upravené vody. Za optimální se považuje nejmenší dávka koagulantu, při níž je dosaženo požadované kvality. V praxi bývají pro poměrně čisté povrchové vody dávky koagulantů odpovídající 0,15 až 0,30 mmol/l Fe^{3+} nebo Al^{3+} , pro znečištěné povrchové vody pak přibližně dvojnásobné. Dávkování by mělo být provedeno sérií různých dávek. Nejnížší zvolená dávka by měla být menší, než je nejmenší dosud používaná, případně nejmenší očekávaná. Nejvyšší zvolená dávka by měla být vyšší, než je největší dosud používaná, případně největší předpokládaná. [4,32]

4.1.2 Postup

1. Rozhodnutí o dávce chemikálie

Nejprve se vybere zkoumaná chemikálie a stanoví se jednotlivé dávky. Dávky jsou stanoveny sériově od nejnížší po nejvyšší. V případě tohoto koagulačního pokusu je stanoveno osm dávek chemikálie.

2. Příprava zásobního roztoku

Zásobní roztok se chystá pro každou použitou chemikálii. Síla zásobního roztoku závisí na dávkách chemikálie. V tomto případě byly chemikálie dodány v požadované koncentraci.

3. Odběr vzorku vody

Do připravených nádob se odebere potřebné množství vody. V případě tohoto pokusu se jednalo o surovou vodu odebranou z Brněnské přehrady.

4. Odměření surové vody

Do každé kádinky se odměří 1 000 ml surové vody.

5. Umístění kádinek do míchací kolony

V případě této optimalizační zkoušky se jednalo o míchací kolonu Lovibond ET 740 a pádlovými míchadly a čtyřmi míchacími místy.

6. Přidání koagulačního roztoku

Do každé kádinky se přidá potřebný objem chemikálie.

7. Začátek míchání

Do kádinek se zasunou míchadla a spustí se míchání. Během míchání se zaznamenává vzhled vody v každé kádince.

8. Snížení rychlosti míchání

Po skončení rychlého homogenizačního míchání se sníží rychlost míchání a nastává fáze pomalého koagulačního míchání.

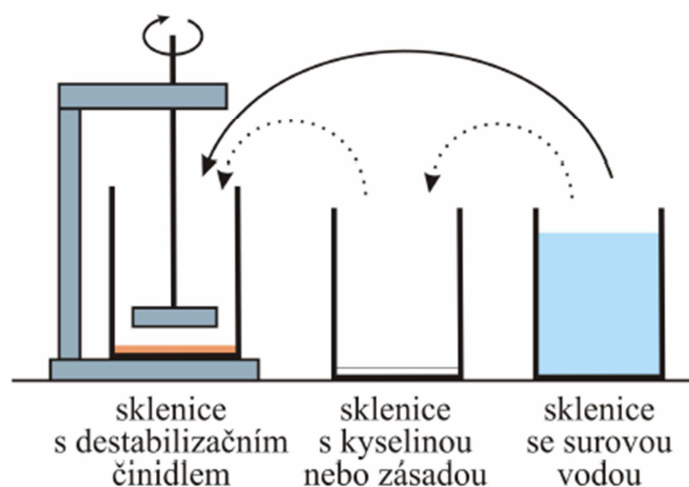
9. Ukončení míchání

Po uplynutí doby pro pomalé míchání a míchací kolona vypne a míchadla vytáhnou z kádinek. Poté probíhá usazování vzniklé suspenze. V tomto případě probíhala sedimentace 60 minut.

10. Určení optimální dávky

Hodnotí se flokulační čas a množství vzniklých vloček. Zákal v jednotlivých kádinkách je měřen pomocí turbidimetru. V tomto případě se jednalo o přenosný turbidimetr 2100Q IS.

[32]



Obr. 4.1 Schéma pracovního postupu sklenicové optimalizační zkoušky [33]

4.1.3 Kroky optimalizace

Stanovení optimálních dávek koagulantu, rychlosti i doby rychlého a pomalého míchání probíhá v následujících krocích [32,33]:

1. Optimalizace dávky destabilizačního činidla za konstantních podmínek rychlého a pomalého míchání, přičemž se musí respektovat předpokládaná technologie úpravy.
2. Optimalizace dávky činidla pro předúpravu vody při dávkované optimální dávce destabilizačního činidla, viz. předchozí bod optimalizace.
3. Optimalizace průběhu rychlého míchání (rychlosti a času) při dávkování optimální dávky destabilizačního činidla z bodu 1 a optimální dávky činidla pro předúpravu z bodu 2.
4. Optimalizace průběhu pomalého míchání (rychlosti a času) při použití optimalizovaných hodnot, viz. výše.
5. Nová optimalizace dávky destabilizačního činidla s využitím parametrů z bodů 1 – 4.
6. V případě, že je používáno pomocné agregační činidlo, tak optimalizovat jeho dávku při optimalizovaných podmínkách. V tomto případě nebylo pomocného agregačního činidla využito.

4.1.4 Hodnocení sklenicové optimalizační zkoušky

Výsledky se vyhodnocují pomocí hodnot zbytkových koncentrací základní složky destabilizačního činidla (Al/Fe) a/nebo jiného sledovaného kritéria, např. CHSK_{Mn}, TOC, či zákalu. Zbytkové koncentrace v závislosti na zvolené dávce destabilizačního činidla a/nebo reakčního pH se znázorňují graficky. Optimální dávkou se dosáhne maximálního snížení obsahu sledovaného parametru (Al/Fe, DOC, zákalu aj.), vede k potlačení energetické bariéry a k účinné destabilizaci znečišťujících příměsí. Oblast optima je okolí optimální dávky, kde se účinnost příliš nemění. [33]

Šíře optima závisí na celé řadě parametrů, především na charakteru a koncentraci znečišťujících příměsí, obsahu hydrogenuhličitanových iontů, pH, iontové síle, použitém destabilizačním činidle a převažujícím mechanismu destabilizace. Úzká oblast optima bývá u málo znečištěné vody s výraznou převahou jednoho typu znečišťujících látek. Naopak u vod silně znečištěných, nebo znečištěných širokou škálou látek bývá oblast optima široká. [33]

V této práci byl k posouzení optimálnosti podmínek brán zřetel pouze na zákal, ten byl měřen na vzorcích po 60 minutách sedimentace. Měření pouze jednoho parametru je sice méně přesné, než kdyby bylo přihlíženo k více parametrům, avšak z časových a finančních důvodů nebylo měření více parametrů umožněno. Mezní hodnota zákalu v pitné vodě, způsobeném anorganickými a organickými koloidními a jemně suspendovanými částicemi, je dle vyhlášky č. 252/2004 Sb., kterou se stanoví hygienické požadavky na pitnou a teplou vodu a četnost a rozsah kontroly pitné vody 5 FNU. [34]

4.2 POMŮCKY

4.2.1 Míchací kolona

Při tomto testování byla použita míchací kolona Lovibond ET 740 s pádlovými míchadly a čtyřmi míchacími místy. Tento model je vybaven zadním osvětleným panelem pro neoslňující pozorování vzorků, je určen pro použití v laboratoři. Toto zařízení má jeden společný motor pro všechna míchací místa, čímž je zajištěna shodná rychlost míchání

ve všech reakčních nádobách. Jednotlivá míchací místa jsou poháněna pomocí řemene. Rychlost motoru je počítána přímo pomocí postupného převodu a po elektronickém výpočtu převedeného do indikátoru otáček. Nastavení doby míchání a jeho intenzity je prováděno tlačítky, nad kterými jsou na LED display zobrazovány zadané údaje. Doby míchání lze nastavit v rozsahu 1 až 999 minut s krokem 1 min. Rychlost otáček lze nadefinovat od 10 do 300 otáček za minutu (rpm). Testovaná voda je míchána v plastových nádobách o objemu 1 l. [35]



Obr. 4.2 Míchací kolona Lovibond ET 740

4.2.2 Ostatní měřicí přístroje

Pro měření zákalu byl použit přenosný turbidimetr 2100Q is od firmy HACH s přesností měření 0,01 FNU.



Obr. 4.3 Turbidimetr HACH 2100Q is

Teplota analyzované vody byla měřena pomocí digitálního teploměru Multi-thermometer s rozsahem měřitelné teploty od -50 °C do +150 °C.

Hodnota pH vody použité při sklenicové optimalizační zkoušce byla měřena vodotěsným pH metrem AD 14 pH/ORP od firmy Adwa Hungary Kft.

4.2.3 Ostatní pomůcky

Pro přesné dávkování chemikálií byla použita mechanická pístová pipeta Eppendorf Research plus pracující se vzduchovým předělem mezi pístem a vzorkem. Použitý model umožňoval pipetovat objem v rozsahu od 0,2 ml do 5,0 ml.



Obr. 4.4 Pipeta Eppendorf Research plus

Dále byly použity pomůcky běžně používané v laboratorní praxi, do této skupiny pomůcek lze zařadit kádinky, odměrné válce, míchací tyčinky a další vybavení.

4.3 POUŽITÉ CHEMIKÁLIE

4.3.1 Síran hlinitý – tekutý

Tento koagulant dodala společnost Kemwater Prochemie s.r.o.

Charakteristika produktu:

| | |
|---------------------|------------------------------|
| Chemický vzorec: | $Al_2(SO_4)_3 \times n H_2O$ |
| Obsah Al_2O_3 : | $7,6 \pm 0,3 \%$ |
| Al: | $4,0 \%$ |
| Obsah H_2SO_4 : | $0,2 \pm 0,5 \%$ |
| Vzhled: | bezbarvý, čirý roztok |
| Nerozpustný zbytek: | $< 0,005 \%$ |
| Hustota: | $1,30 - 1,32 g/cm^3$ |

4.3.2 Hydroxid vápenatý p.a.

Pro zvýšení hodnoty pH byl použit práškový hydroxid vápenatý od firmy Penta.

Charakteristika produktu:

| | |
|------------------|--------------|
| Chemický vzorec: | $Ca(OH)$ |
| Obsah $Ca(OH)$: | min. 96,0 % |
| Chloridy: | max. 0,02 % |
| Sírany: | max. 0,05 % |
| Fe: | max. 0,05 % |
| Těžké kovy (Pb): | max. 0,005 % |
| $CaCO_3$: | max. 4,0 % |

4.3.3 Kyselina sírová

Pro snížení hodnoty pH byla použita kyselina sírová dodaná firmou Merck spol. s r.o.

Charakteristika produktu:

| | |
|-------------------|-------------|
| Chemický vzorec: | H_2SO_4 |
| Koncentrace: | 95 – 97 % |
| Molární hmotnost: | 98,08 g/mol |

4.3.4 Chromium Trivalent Standard Solution

Tento roztok chromu dodala společnost Hach Company.

Charakteristika produktu:

| | |
|-------------------------|-------------------|
| Koncentrace Cr^{3+} : | 50,00 ± 0,25 mg/l |
| Koncentrace H_2SO_4 : | 0,6 % |

4.3.5 Phosphorous Standard Solution

Tento roztok fosforu dodala společnost Hach Company.

Charakteristika produktu:

| | |
|----------------|------------|
| Koncentrace P: | 1 000 mg/l |
|----------------|------------|

4.3.6 Vodní sklo sodné

Tento tekutý křemičitan sodný dodala společnost Vodní sklo a.s. v sedmikilovém balení.

Charakteristika produktu:

| | |
|--------------|-------------------------|
| Hustota: | 1 420 kg/m ³ |
| MP: | 2,97 |
| Na_2O : | 10,24 % |
| SiO_2 : | 29,50 % |
| Číslo šarže: | 647 |

4.3.7 Nanoželezo

Tuto stabilizovanou vodní disperzi nulamocného železa dodala společnost NANO IRON, s.r.o. ve formě produktu NANO FER 25.

Charakteristika produktu:

| | |
|----------------------------------|---------------------------|
| Specifická hmotnost: | $1,20 \text{ g/cm}^3$ |
| Fe: | 14 – 18 % |
| Fe ₃ O ₄ : | 2 – 6 % |
| C: | 0 – 1 % |
| H ₂ O: | 80 % |
| Vzhled: | <i>směs</i> |
| Barva: | <i>černá</i> |
| pH: | 11 – 12 |
| Průměrná velikost částic: | 50 nm |
| Průměrná plocha povrchu: | 20 – 25 m ² /g |

4.4 MĚŘENÉ VELIČINY

4.4.1 Zákal

Zákal vody je způsoben přítomností organických a anorganických koloidních a jemně suspendovaných látek ve vodě. Může být přirozeného i antropogenního původu. Nejčastěji zákal vody způsobují jílové minerály, hydratované oxidy železa a manganu, oxid křemičitý, bakterie, plankton a dispergované organické látky. U přírodních vod je hodnota zákalu ovlivňována také obdobími cirkulací vody, jarním táním sněhu, či nárůstem fytoplanktonu v jarním období. Zvýšeným výskytem organismů ve vodě vzniká tzv. vegetační zákal. [2,3,37]

Podzemní vody obvykle mají nízkou hodnotu zákalu. Pokud jsou zakalené, je zákal obvykle způsoben anorganickými látkami. Povrchové vody mají větší zákal, často způsobený splachem půdních vrstev nebo tvorbou planktonu. [37]

Stanovení zákalu se provádí srovnáním vzorku analyzované vody s roztoky oxidu křemičitého o různých koncentracích, zákal se vyjadřuje číslem v mg/l SiO₂. Jako jednotky zákalu jsou používány tzv. formazinové jednotky. [2]

Podle ČSN EN ISO 7027 se jednotky zákalu dělí na ZF_n – zákal formazinem nefelometricky (metoda měření rozptýleného záření) = FNU a ZF_t – zákal formazinem turbidimetricky, transmisní zákal (metoda měření útlumu záření) = FAU. [38]

Nejpoužívanější jednotky zákalu [38]:

EBC – European Brewery Convention (jednotka používaná v pivovarnictví)

FTU – Formazine Turbidity Unit (formazinová jednotka zákalu)

FNU – Formazine Nephelometric Unit (formazinová nefelometrická jednotka)

FAU – Formazine Attenuation Unit (formazinová jednotka útlumu)

NTU – Nephelometric Turbidity Unit (nefelometrická jednotka zákalu)

$$1 \text{ ZF} = 1 \text{ FNU} = 1 \text{ FTU} = 1 \text{ NTU} = 0,25 \text{ EBC}$$

4.4.2 Teplota

Teplota vody je významný faktor ovlivňující rychlost průběhu chemických a biochemických reakcí, rozpustnost látek, hustotu, viskozitu aj. Teplota podzemních vod kolísá během roku minimálně, naproti tomu teplota povrchových vod je značně ovlivňována klimatickými podmínkami. S rostoucí teplotou se zvyšuje rychlost samočisticích procesů, probíhajících v povrchových vodách vlivem jejich biologického oživení. S rostoucí teplotou se snižuje rozpustnost plynů ve vodě. Při současném zrychlení biochemických procesů to u znečištěných vod může znamenat rychlé vyčerpání rozpuštěného kyslíku. [2,37]

Teplota povrchových přírodních vod se pohybuje v rozmezí 0 – 30 °C v závislosti na ročním období a klimatických podmínkách. U podzemních vod bývá celoročně okolo 10 °C. [2,37]

4.4.3 pH

Důležitým ukazatelem jakosti vody je hodnota pH. Ta je definována jako záporný logaritmus látkové koncentrace (přesněji aktivity) vodíkových iontů. Voda může být buď neutrální, nebo má určitý stupeň kyselosti (acidity) či zásaditosti (alkality). Hodnota pH vody je ovlivněna koncentrací kyseliny uhličitě, ta snižuje hodnotu pH. Významné výkyvy hodnoty pH od neutrální hodnoty často indikují znečištění vody. Hodnota pH ovlivňuje biologickou aktivitu a řídí se podle ní potřebné dávky srážedla při chemickém srážení. [2,37]

Hodnota pH se určuje kolorimetricky srovnáváním roztoku vody a indikátoru s barevnou stupnicí, nebo elektrochemicky. U tohoto způsobu jsou použity elektrody a elektrolyt. Neutrální vodné roztoky mají hodnotu pH rovnu 7. Nárůst hodnoty pH nad 7 souvisí s klesající koncentrací H_3O^+ a přiměřeným nárůstem koncentrace OH^- . [2,37]

$$\text{pH} = -\log c(\text{H}^+) \quad (4.4)$$

$$c(\text{H}_3\text{O}^+) = c(\text{OH}^-), \text{pH} = 7, \text{roztok je neutrální} \quad (4.5)$$

$$c(\text{H}_3\text{O}^+) < c(\text{OH}^-), \text{pH} > 7, \text{roztok je zásaditý} \quad (4.6)$$

$$c(\text{H}_3\text{O}^+) > c(\text{OH}^-), \text{pH} < 7, \text{roztok je kyselý} \quad (4.7)$$

5 VÝSLEDKY EXPERIMENTÁLNÍ ČÁSTI

5.1 SÍRAN HLINITÝ

Jako zástupce tzv. tradičních koagulantů jsem si po dohodě s vedoucím mé diplomové práce zvolil síran hlinitý. Toto anorganické koagulační činidlo na bázi soli hliníku je vhodné k úpravě pitné vody, vod pro plovárny i odpadní vody. Použitý tekutý síran hlinitý splňuje požadavky ČSN EN 878, chemické výrobky používané pro úpravu vody určené k lidské spotřebě - síran hlinitý i vyhlášku č. 409/2005 Sb, o hygienických požadavcích na výrobky přicházející do přímého styku s vodou a na úpravu vody. Síran hlinitý hydrolyzuje při reakci s vodou za vzniku kladně nabitých polymerů. Vybíjí záporně nabité koloidní a suspendované látky obsažené ve vodě, přičemž se jednotlivé částice mohou vrstvit na sebe a tím vytvářet větší separovatelné vločky.

U tohoto koagulantu jsem se zaměřil výhradně na jeho optimální použití při snižování zákalu v povrchové vodě. Jako zdroj modelové vody jsem si zvolil Brněnskou přehradu. Surovou vodu jsem odebral na Sokolském koupališti dne 12. 8. 2013 do dvou třicetilitrových barelů přibližně 10 m od břehu a 30 cm pod hladinou. Teplota vody v době odběru byla 23,7 °C. Teplota vzduchu byla 28,2 °C. V době odběru bylo jasno, bezvětrí.

Před použitím v laboratoři byla odebraná modelová surová voda homogenizovaná v třicetilitrovém přepravním barelu. Homogenizace proběhla protřesením plastového barelu obsahujícího modelovou vodu po dobu přibližně 2 minut.



Obr. 5.1 Odběrné místo – Sokolské koupaliště

5.1.1 Naměřené hodnoty

Jako první byl v nachystané modelové vodě změřen zákal, dále pak teplota a pH. Následně byly surovou vodou naplněny plastové reakční nádoby. Každá z nádob byla naplněna 1 litrem modelové vody, po naplnění do nich byl nadávkován tekutý síran hlinitý v množství od 0,030 ml do 0,205 ml. Nadávkový síran hlinitý byl v reakčních nádobách rozmíchán skleněnou tyčinkou, to mělo nasimulovat homogenizační míchání. Celkem bylo použito 2x4, tedy 8 různých dávek pro získání dostatečného množství dat k posouzení účinnosti.

V tomto kroku laboratorního pokusu byla u míchací kolony nastavena rychlost rychlého míchání na 150 otáček za minutu po dobu 2 minut, následně byla snížena na 40 otáček za minutu po dobu 20 minut u pomalého míchání. Doba rychlého i pomalého míchání byla z důvodu snadnějšího porovnání získaných údajů ponechána u všech vzorků stejná.

Z objemového množství síranu hlinitého nadávkování do modelové vody byla následně vypočítána hmotnostní dávka síranu hlinitého (rovnice 5.1) a hmotnostní dávka hliníku (rovnice 5.2).

$$D_m = D_v \times \rho \times 1000 \text{ [mg]} \quad (5.1)$$

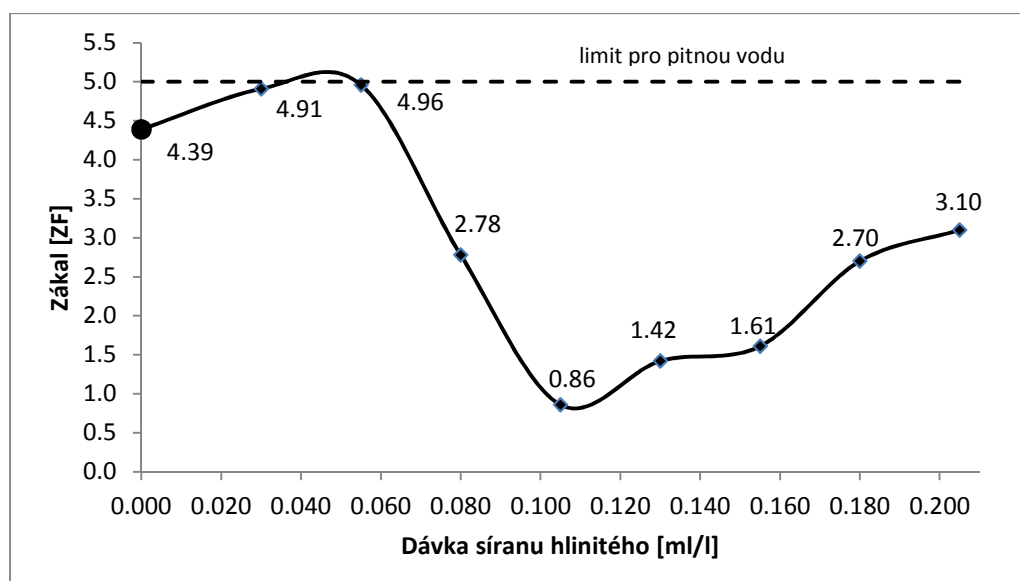
kde D_mhmotnostní dávka síranu hlinitého [mg/l]
 D_vobjemová dávka síranu hlinitého [ml/l]
 ρobjemová hmotnost síranu hlinitého [g/cm³]

$$Al_m = D_m \times Al_{\%} / 100 \text{ [mg]} \quad (5.2)$$

kde Al_mhmotnostní dávka hliníku [mg/l]
 D_mhmotnostní dávka síranu hlinitého [mg/l]
 $Al_{\%}$ hmotnostní podíl hliníku v síranu hlinitém [%]

Tab. 5.1 Naměřené hodnoty při měněné dávce síranu hlinitého

| vzorek | surová voda | | | dávka | | | rychlé míchání | | pomalé míchání | | zákal |
|--------|-------------|-------------|---------------|---------------|-------|------|-----------------|-------------|-----------------|-------------|----------------|
| | pH - | zákal ZF | teplota °C | síran hlinitý | | Al | rychlost rpm | doba min | rychlost rpm | doba min | à 60 min ZF |
| | | | | ml | mg | mg | | | | | |
| 1 | 7,86 | 4,39 | 25,6 | 0,030 | 39,3 | 1,6 | 150 | 2 | 40 | 20 | 4,91 |
| 2 | | | | 0,055 | 72,1 | 2,9 | | | | | 4,96 |
| 3 | | | | 0,080 | 104,8 | 4,2 | | | | | 2,78 |
| 4 | | | | 0,105 | 137,6 | 5,5 | | | | | 0,86 |
| 5 | | | | 0,130 | 170,3 | 6,8 | | | | | 1,42 |
| 6 | | | | 0,155 | 203,1 | 8,1 | | | | | 1,61 |
| 7 | | | | 0,180 | 235,8 | 9,4 | | | | | 2,70 |
| 8 | | | | 0,205 | 268,6 | 10,7 | | | | | 3,10 |



Obr. 5.2 Závislost zákalu na dávce síranu hlinitého

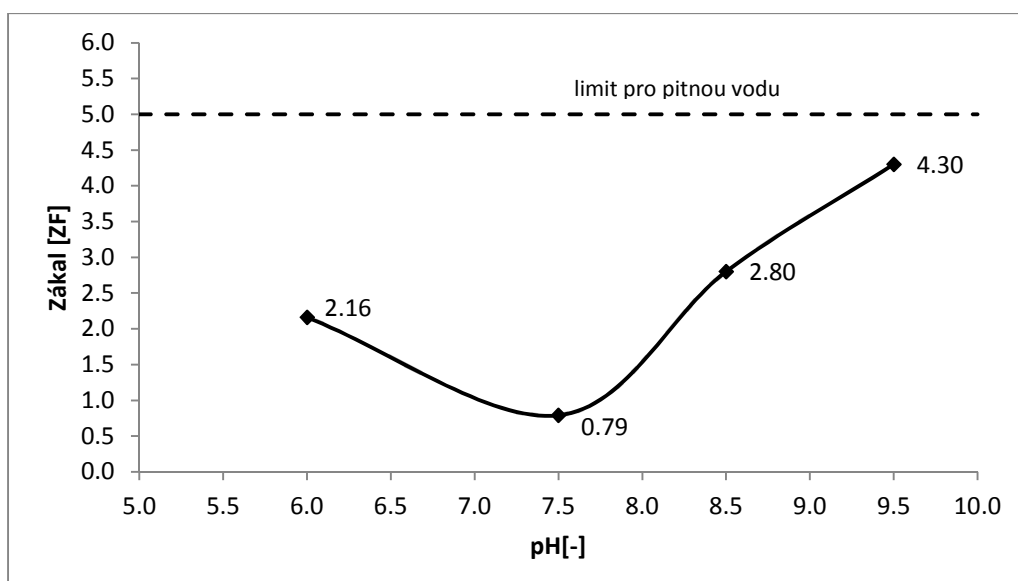
Po skončení fáze míchání se vzorky nechaly 60 minut sedimentovat a následně byl změřen zákal. Získané hodnoty zákalu jsou zaznamenány v tab. 5.1 a graficky znázorněny na obr. 5.2.

Na vynesené křivce závislosti hodnoty zákalu na použité dávce byla odečtena nejnižší hodnota, tj. neúčinnější dávka tekutého síranu hlinitého pro danou modelovou vodu, jednalo se o dávku 0,105 ml/l a tato dávka byla použita při následující optimalizaci průběhu odstranění zákalu ze surové vody.

Získaná neúčinnější dávka síranu hlinitého byla nadávkována do reakčních nádob naplněných modelovou vodou s upravenou hodnotou pH pomocí kyseliny sírové a hydroxidu vápenatého a celý proces míchání a následné sedimentace byl zopakován. Výsledky jsou zaznamenány v tab. 5.2 a na obr. 5.3.

Tab. 5.2 Naměřené hodnoty při měněním pH při nadávkování síranu hlinitého

| vzorek | surová voda | | | dávka | | rychlé míchání | | pomalé míchání | | zákal à 60 min ZF |
|--------|-------------|-------------|---------------|---------------|-------|----------------|------|----------------|------|-------------------------|
| | pH | zákal ZF | teplota °C | síran hlinitý | | rychlost | dobu | rychlost | dobu | |
| | - | | | ml | mg | rpm | min | rpm | min | |
| 1 | 6,00 | 4,39 | 27,7 | 0,105 | 137,6 | 150 | 2 | 40 | 20 | 2,16 |
| 2 | 7,50 | | | | | | | | | 0,79 |
| 3 | 8,50 | | | | | | | | | 2,80 |
| 4 | 9,50 | | | | | | | | | 4,30 |

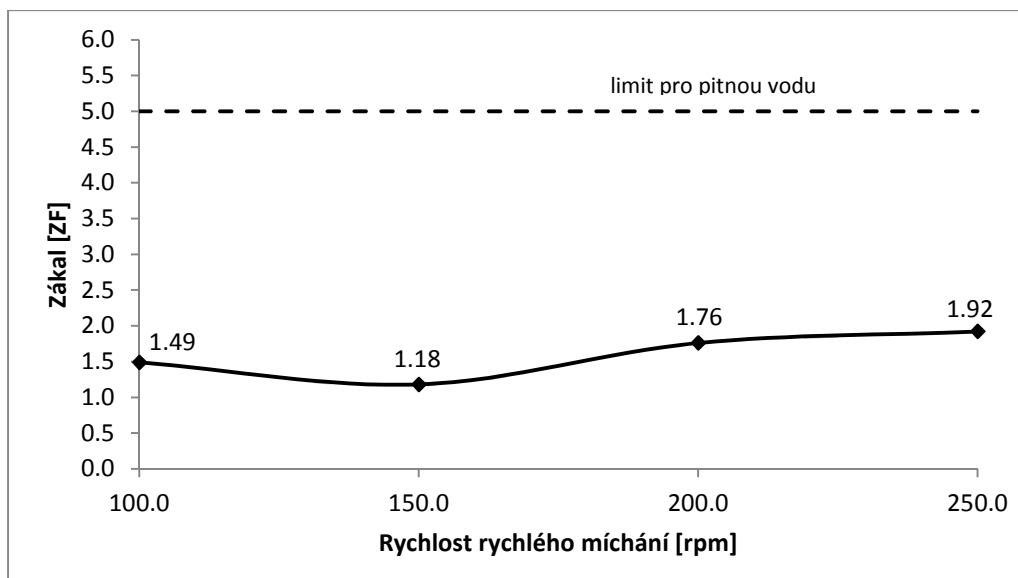


Obr. 5.3 Závislost zákalu na hodnotě pH

Z grafického znázornění je patrné, že se jako optimální pH jeví hodnota 7,5. Z tohoto důvodu byla v dalším průběhu optimalizace upravována hodnota právě na tuto hodnotu. V následujícím kroku byla optimalizována rychlost rychlého míchání. Byly testovány hodnoty 100, 150, 200 a 250 otáček za minutu. Ostatní parametry byly ponechány stejné jako u předcházejících vzorků. Získané hodnoty jsou zobrazeny v tab. 5.3, respektive na obr. 5.4.

Tab. 5.3 Naměřené hodnoty při měněné rychlosti rychlého míchání při nadávkování síranu hlinitého

| vzorek | surová voda | | | dávka | | rychlé míchání | | pomalé míchání | | zákal à 60 min ZF |
|--------|-------------|-------------|---------------|---------------|-------|----------------|------|----------------|------|-------------------------|
| | pH | zákal ZF | teplota °C | síran hlinitý | | rychlost | dobu | rychlost | dobu | |
| | - | | | ml | mg | rpm | min | rpm | min | |
| 1 | 7,50 | 4,39 | 29,0 | 0,105 | 137,6 | 100 | 2 | 40 | 20 | 1,49 |
| 2 | | | | | | 150 | | | | 1,18 |
| 3 | | | | | | 200 | | | | 1,76 |
| 4 | | | | | | 250 | | | | 1,92 |

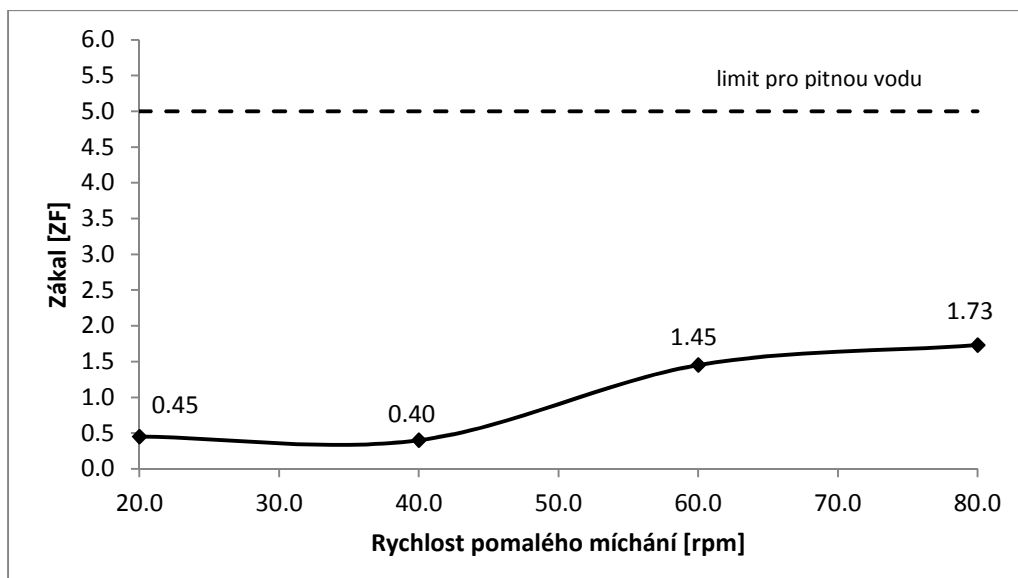


Obr. 5.4 Závislost zákalu na úrovni rychlého míchání

Nejnižší hodnota zákalu byla zaznamenána při úrovni rychlého míchání 150 otáček za minutu. V následujícím kroku byla optimalizována úroveň pomalého míchání. Byly použity již získané hodnoty, tedy dávka tekutého síranu hlinitého 0,105 ml/l, pH 7,5 a rychlost rychlého míchání 150 otáček za minutu. Výsledky jsou zaznamenány v tab. 5.4 a v grafu na obr. 5.5.

Tab. 5.4 Naměřené hodnoty při měnění rychlosti pomalého míchání při nadávkování síranu hlinitého

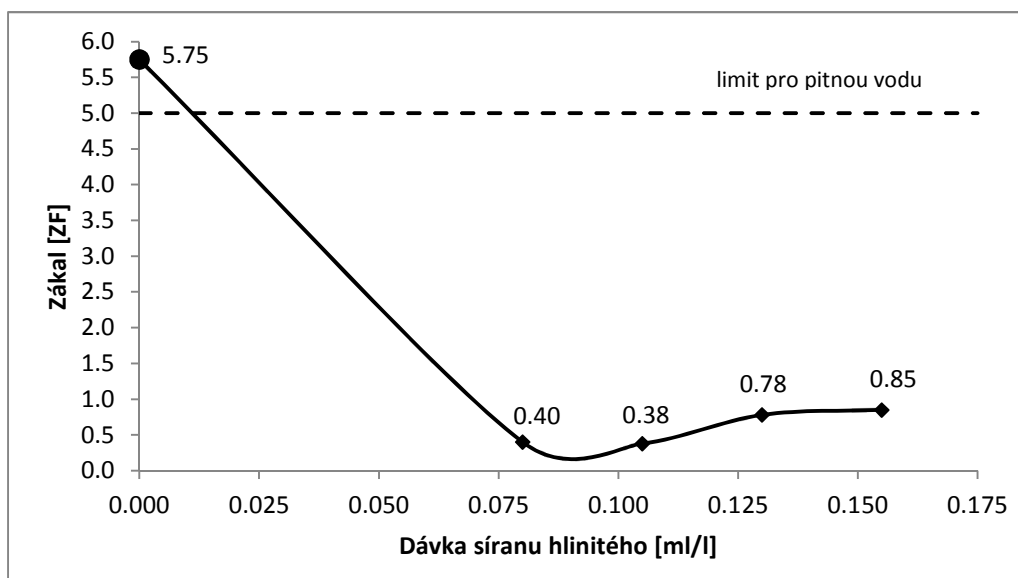
| vzorek | surová voda | | | dávka | | rychlé míchání | | pomalé míchání | | zákal à 60 min ZF |
|--------|-------------|-------------|---------------|---------------|-------|----------------|------|----------------|------|-------------------------|
| | pH | zákal ZF | teplota °C | síran hlinitý | | rychlost | dobu | rychlost | dobu | |
| | - | | | ml | mg | rpm | min | rpm | min | |
| 1 | 7,50 | 5,75 | 28,8 | 0,105 | 137,6 | 150 | 2 | 20 | 20 | 0,45 |
| 2 | | | | | | | | 40 | | 0,40 |
| 3 | | | | | | | | 60 | | 1,45 |
| 4 | | | | | | | | 80 | | 1,73 |



Obr. 5.5 Závislost zákalu na úrovni pomalého míchání

Nejnižší zaznamenaná hodnota zákalu byla při úrovni pomalého míchání 40 otáček za minutu, proto byla použita pro závěrečnou optimalizaci dávky.

Provedení optimalizace dávky destabilizačního činidla je vhodné především s ohledem na změnu některých parametrů v průběhu laboratorního hledání optimálních parametrů.



Obr. 5.6 Závislost zákalu na optimalizované dávce síranu hlinitého

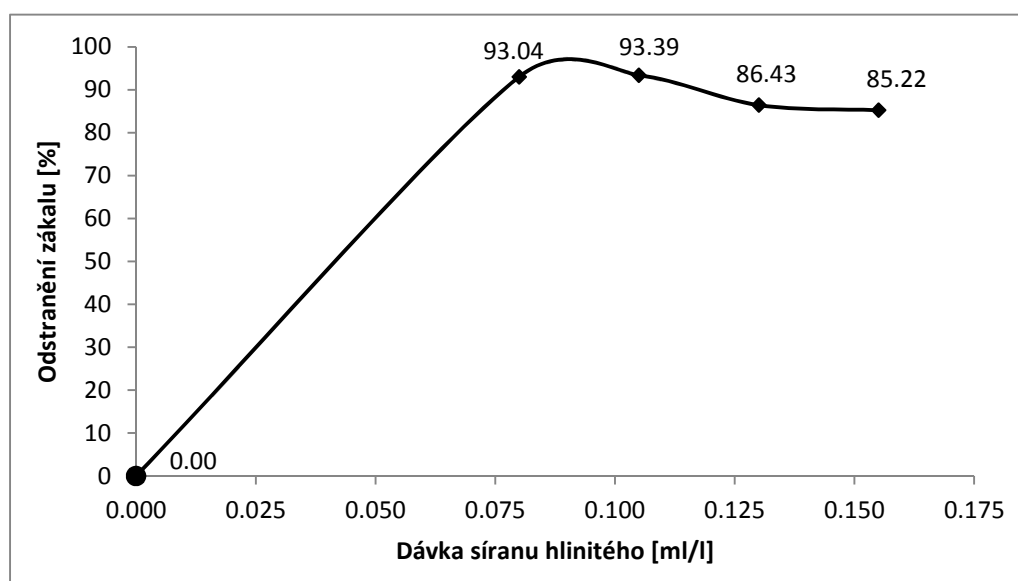
Tab. 5.5 Naměřené hodnoty při optimalizaci dávky síranu hlinitého

| vzorek | surová voda | | | dávka | | rychlé míchání | | pomalé míchání | | zákal à 60 min ZF |
|--------|-------------|-------------|---------------|---------------|--------------|----------------|------|----------------|------|-------------------------|
| | pH | zákal ZF | teplota °C | síran hlinitý | | rychlost | doba | rychlost | doba | |
| | - | | | ml | mg | rpm | min | rpm | min | |
| 1 | 7,50 | 5,75 | 26,7 | 0,080 | 104,8 | 150 | 2 | 40 | 20 | 0,40 |
| 2 | | | | 0,105 | 137,6 | | | | | 0,38 |
| 3 | | | | 0,130 | 170,3 | | | | | 0,78 |
| 4 | | | | 0,155 | 203,1 | | | | | 0,85 |

V této chvíli již máme všechny parametry optimalizované. Získané hodnoty jsou ovšem platné pouze pro konkrétní modelovou vodu v daném čase, v případě použití pro jinou modelovou vodu, případně vodu odebranou jindy se mohou některé parametry lišit.

5.1.2 Shrnutí

V případě použití tekutého síranu hlinitého jako koagulantu pro odstranění zákalu z vody z Brněnské přehrady, konkrétně lokality Sokolského koupaliště, se jako optimální dávka jeví 0,105 ml síranu hlinitého na 1 litr surové vody při pH = 7,5. Dále bylo zjištěno, že je optimální rychlost rychlé fáze míchání 150 otáček za minutu, při které dochází k optimální homogenizaci obsahu. Nejlepších výsledků bylo dosaženo při pomalém míchání rovném 40 otáček za minutu, při této rychlosti nedochází z rozbíjení vznikajících vloček. Po optimalizaci všech použitých parametrů došlo ke snížení úrovně zákalu z počáteční hodnoty 5,75 ZF na hodnotu 0,38 ZF, tj. redukce zákalu o 93,39 %. Odstranění zákalu při dávkách použitých během optimalizace dávky síranu hlinitého je graficky znázorněno na obr. 5.7, procentuální odstranění bylo vypočteno podle rovnice 5.3. Dosažená hodnota je hluboko pod požadavkem na kvalitu pitné vody podle přílohy 1 k vyhlášce č. 252/2004 Sb., kterou se stanoví hygienické požadavky na pitnou a teplou vodu a četnost a rozsah kontroly pitné vody, ten je 5 ZF.



Obr. 5.7 Závislost odstranění zákalu na dávce síranu hlinitého

$$Z_{\%} = (1 - (Z_{60} - Z_0)) * 100 [\%] \quad (5.3)$$

kde $Z_{\%}$ procentuální odstranění zákalu [%]
 Z_{60} hodnota zákalu po sedimentaci [mg/l]
 Z_0 hodnota zákalu v surové vodě [mg/l]

Pro získání podrobnějších a pravděpodobně i přesnějších údajů by bylo potřeba provést daleko rozsáhlejší laboratorní studii, což nebylo možné z časového ani technického hlediska. Při vyhodnocování získaných výsledků je také nutno uvažovat chyby způsobené časovými odstupy mezi jednotlivými kroky optimalizace, během nichž může dojít k drobným změnám ve vlastnostech surové vody (teploty, zákalu aj.). V neposlední řadě mohlo dojít k nepřesnostem v měření.



Obr. 5.8 Sedimentující částice po optimalizaci dávky – zleva 0,080; 0,105; 0,130 a 0,155 ml/l

5.2 VODNÍ SKLO

Cílem části mé diplomové práce zabývající se možností využití vodního skla při úpravě pitné vody bylo sestavit křivku účinnosti vodního skla při odstraňování těžkých kovů z modelové vody, konkrétně se jednalo o trojmocný chrom. Kromě zjištění redukce množství chromu bylo cílem zjistit množství odstraněného fosforu.

Vzhledem k potřebě specifické modelové vody jsem si tuto nachystal do dvou barelů po dvaceti litrech. Koncentraci chromu v modelové vodě jsem po konzultaci s vedoucím této diplomové práce nadávkoval přibližně dvojnásobnou oproti koncentraci specifikované ve vyhlášce č. 252/2004 Sb., kterou se stanoví hygienické požadavky na pitnou a teplou vodu a četnost a rozsah kontroly pitné vody. Ta udává nejvyšší mezní hodnotu koncentrace chromu v pitné vodě 50 µg/l. Přesná koncentrace nadávkováného trojmocného chromu byla stanovena v laboratoři společnosti ALS Czech Republic, s.r.o. Koncentraci fosforu jsem stanovil obdobně, akorát jsem jako výchozí koncentraci nemohl použít přímo vyhlášku č. 252/2004 Sb., kterou se stanoví hygienické požadavky na pitnou a teplou vodu a četnost a rozsah kontroly pitné vody, neboť ta hodnoty fosforu nestanovuje, ale využil jsem hodnotu z aktualizací poznámky k této vyhlášce z listopadu 2005. V této poznámce se udává hodnota 1 – 2 mg/l. Přesná hodnota nadávkováného fosforu byla opět zjištěna v externí laboratoři.

Jako pomocné kritérium při stanovování vhodných dávek vodního skla pro redukci chromu a fosforu z modelové vody jsem využil hodnoty zákalu.

5.2.1 Naměřené hodnoty

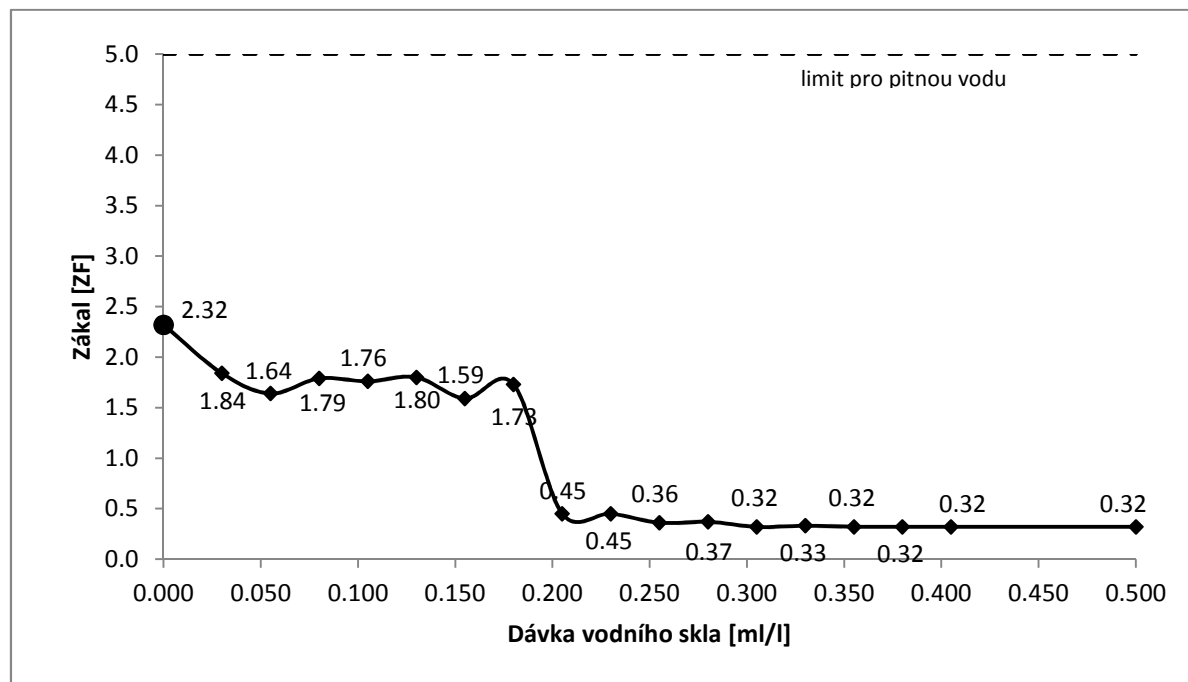
Připravená modelová voda měla obsahovat koncentraci fosforu přibližně 2 mg/l, skutečně nadávkovaná koncentrace byla u modelové vody použité pro zkoumání účinnosti sodného vodního skla při odstraňování trojmocného chromu a fosforu z vody laboratoří společnosti ALS Czech Republic, s.r.o. stanovena na 1,98 mg/l. Stanovená koncentrace chromu pak měla činit přibližně 0,1 mg/l, skutečná hodnota nadávkovaného chromu v případě modelové vody použité u vodního skla byla 0,0994 mg/l. Skutečné koncentrace nadávkovaných znečišťujících látek se příliš nelišily od požadovaných, proto mohla být tato modelová voda pro zkoumání použita.

Tab. 5.6 Naměřené hodnoty při dávkování vodního skla

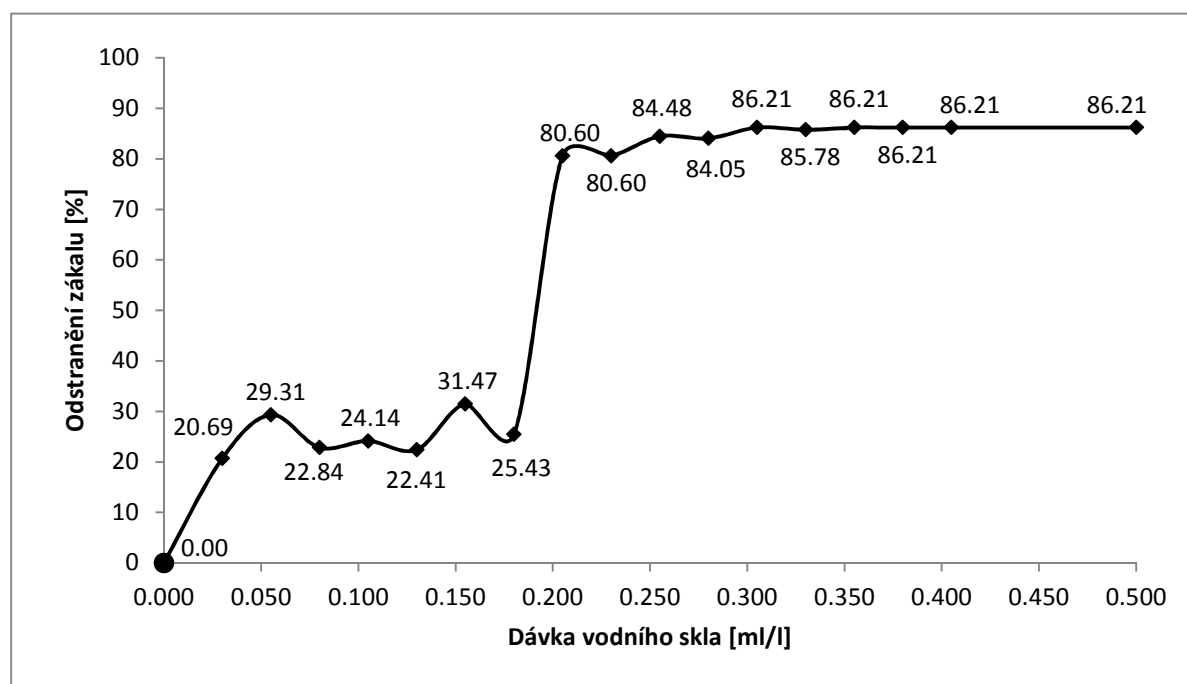
| vzorek | surová voda | | | dávka | rychlé míchání | | pomalé míchání | | zákal | chrom | fosfor |
|--------|-------------|-------|---------|------------|----------------|------|----------------|------|----------|----------|----------|
| | pH | zákal | teplota | vodní sklo | rychlost | doba | rychlost | doba | à 60 min | à 60 min | à 60 min |
| | - | ZF | °C | ml | rpm | min | rpm | min | ZF | mg/l | mg/l |
| 1 | 7,85 | 2,32 | 27,5 | 0,030 | 150 | 2 | 40 | 20 | 1,84 | 0,0292 | 1,710 |
| 2 | | | | 0,055 | | | | | 1,64 | 0,0289 | 1,720 |
| 3 | | | | 0,080 | | | | | 1,79 | 0,0338 | 1,730 |
| 4 | | | | 0,105 | | | | | 1,76 | 0,0336 | 1,720 |
| 5 | | | | 0,130 | | | | | 1,80 | 0,0322 | 1,720 |
| 6 | | | | 0,155 | | | | | 1,59 | 0,0262 | 1,650 |
| 7 | | | | 0,180 | | | | | 1,73 | 0,0216 | 1,690 |
| 8 | | | | 0,205 | | | | | 0,45 | 0,0038 | 1,110 |
| 9 | | | | 0,230 | | | | | 0,45 | 0,0025 | 1,030 |
| 10 | | | | 0,255 | | | | | 0,36 | 0,0027 | 0,855 |
| 11 | | | | 0,280 | | | | | 0,37 | 0,0026 | 0,759 |
| 12 | | | | 0,305 | | | | | 0,32 | 0,0024 | 0,677 |
| 13 | | | | 0,330 | | | | | 0,33 | 0,0023 | 0,570 |
| 14 | | | | 0,355 | | | | | 0,32 | 0,0018 | 0,445 |
| 15 | | | | 0,380 | | | | | 0,32 | 0,0018 | 0,112 |
| 16 | | | | 0,405 | | | | | 0,32 | 0,0018 | 0,426 |
| 17 | | | | 0,500 | | | | | 0,32 | 0,0023 | 0,641 |

Pro získání potřebného množství dat bylo provedeno testování sedmnácti různých dávek sodného vodního skla. Dávky se pohybovaly v rozsahu od 0,030 ml do 0,500 ml vodního skla do 1 litru nachystané modelové vody. Před začátkem pokusů proběhla homogenizace obsahu v plastovém barelu. Homogenizace proběhla protřesením plastového barelu obsahujícího modelovou vodu po dobu přibližně 2 minut.

Hodnoty míchání byly použity stejné jako u tekutého síranu hlinitého, tedy rychlost rychlého míchání 150 otáček za minutu po dobu 2 minut, rychlost pomalého míchání pak 40 otáček za minutu po dobu 20 minut. Poté probíhala 60 minut sedimentace. Po skončení sedimentace byl změřen zákal, jeho závislost na dávce vodního skla je graficky zaznamenána na obr. 5.9. Kromě toho byly odebrány do vzorkovnic vzorky upravené vody pro stanovení trojmocného chromu a fosforu. Tyto vzorky byly odeslány do laboratoře společnosti ALS Czech Republic, s.r.o. Získané hodnoty jsou zobrazeny v tab. 5.6.

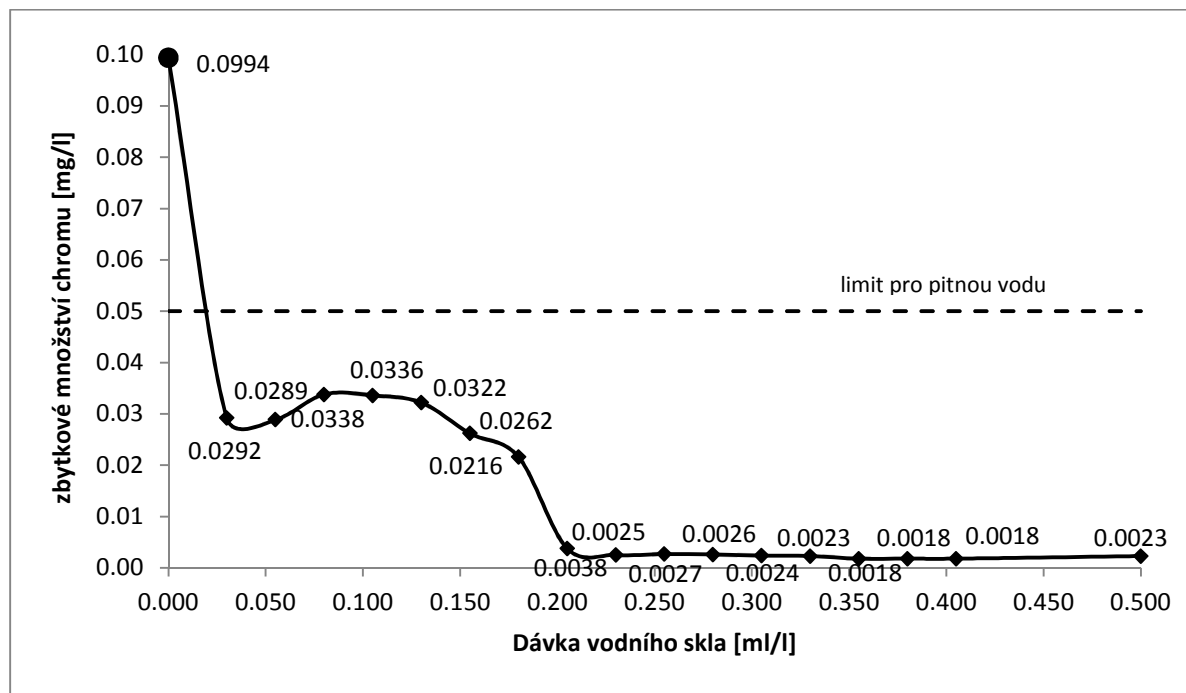


Obr. 5.9 Závislost zákalu na dávce vodního skla

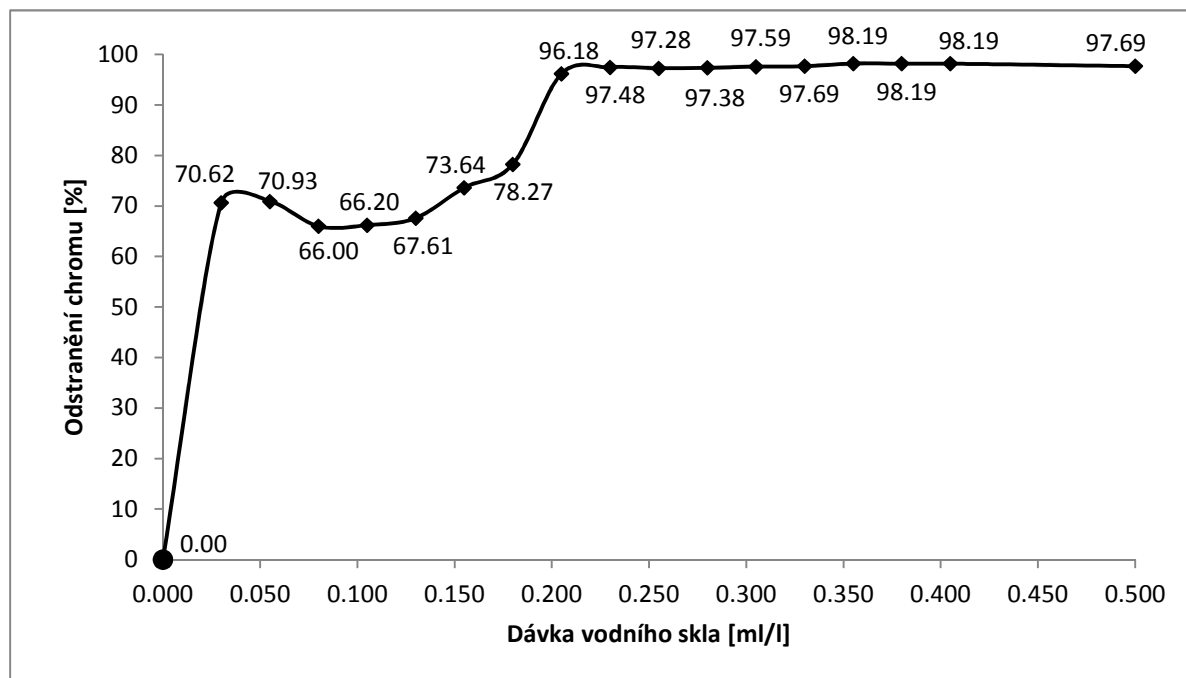


Obr. 5.10 Závislost odstranění zákalu na dávce vodního skla

Ze zbytkových koncentrací zákalu bylo následně podle rovnice 5.3 vypočteno odstranění zákalu při různých nadávkovaných množstvích sodného vodního skla. Výsledky jsou graficky zpracovány na obr. 5.10.



Obr. 5.11 Závislost zbytkového množství chromu na dávce vodního skla

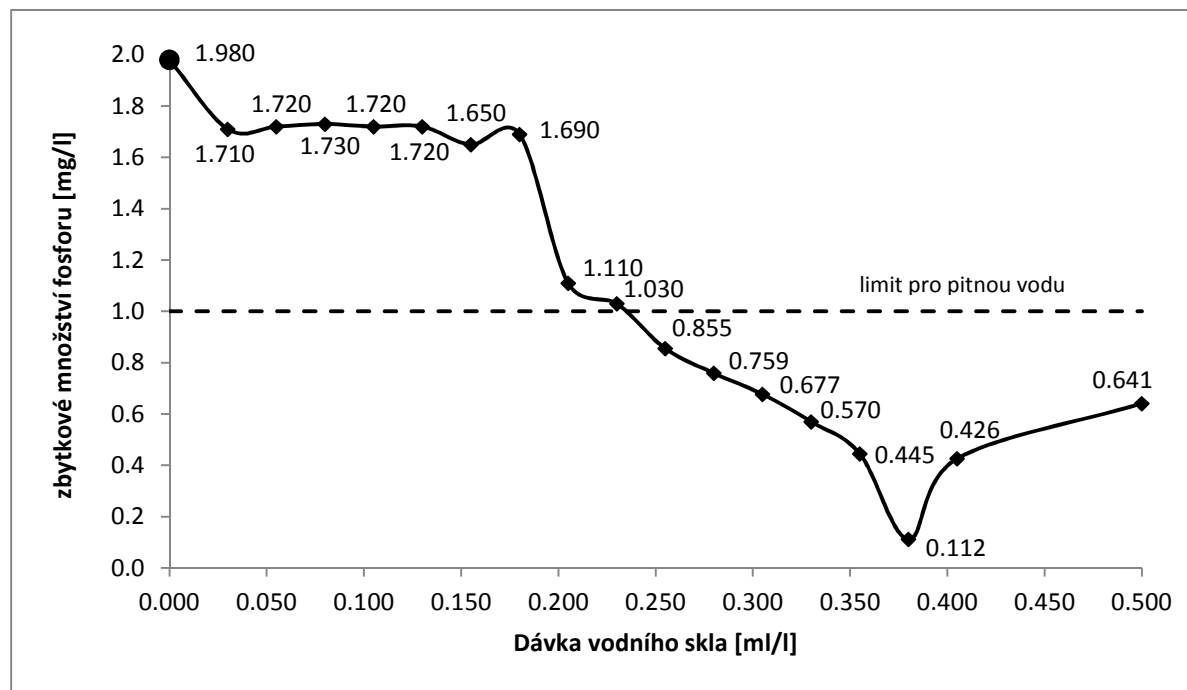


Obr. 5.12 Závislost odstranění chromu na dávce vodního skla

Na obr. 5.12 je graficky znázorněno procentní odstranění trojmocného chromu z modelové vody pomocí sodného vodního skla. Hodnoty odstranění byly dpočítány z naměřených zbytkových koncentrací podle rovnice 5.4.

$$Cr_{\%} = (1 - (Cr_{60} - Cr_0)) * 100 [\%] \quad (5.4)$$

kde $Cr_{\%}$ procentuální odstranění trojmocného chromu [%]
 Cr_{60} hodnota trojmocného chromu po sedimentaci [mg/l]
 Cr_0 hodnota trojmocného chromu v surové vodě [mg/l]

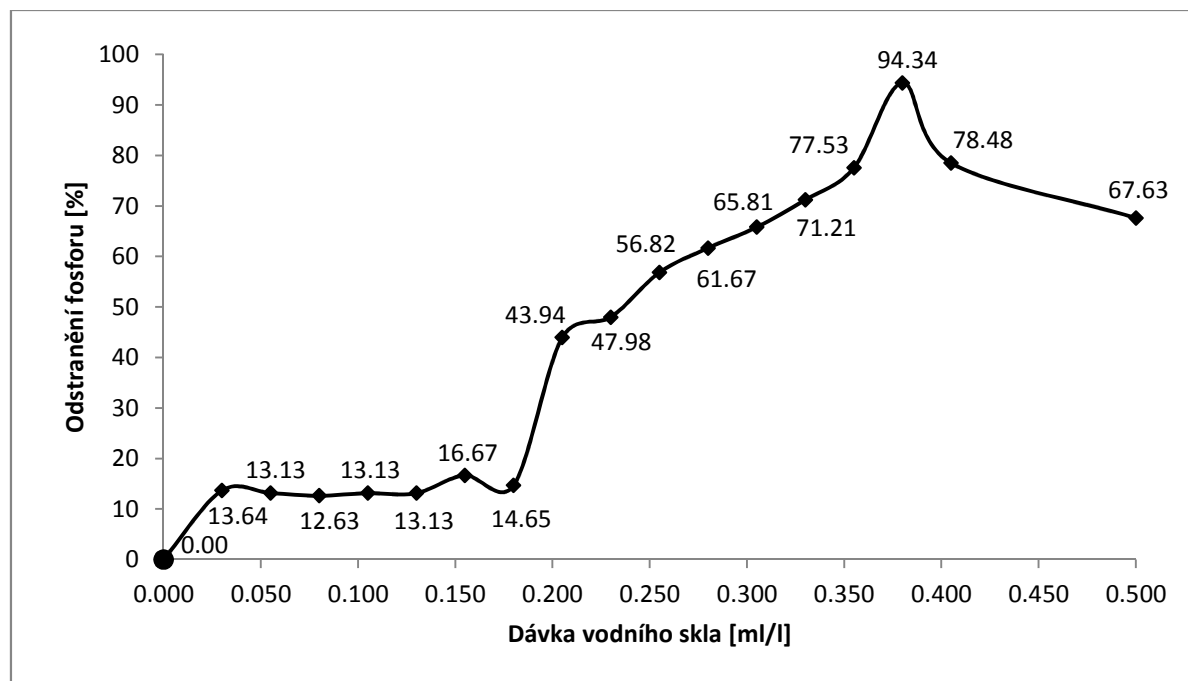


Obr. 5.13 Závislost zbytkového množství fosforu na dávce vodního skla

Obdobně jako u zákalu a trojmocného chromu i u fosforu bylo ze zbytkových koncentrací dopočítáno procentuální odstranění. Vypočtené hodnoty jsou znázorněny na obr. 5.14. Výpočet procentuálního odstranění fosforu z modelové vody byl proveden podle rovnice 5.5.

$$P_{\%} = (1 - (P_{60} - P_0)) * 100 [\%] \quad (5.5)$$

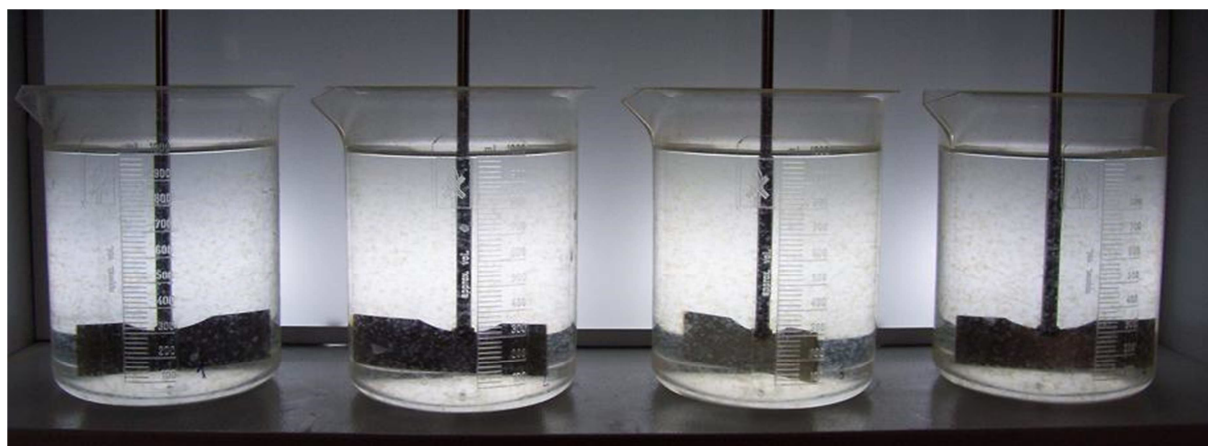
kde $P_{\%}$ procentuální odstranění fosforu [%]
 P_{60} hodnota fosforu po sedimentaci [mg/l]
 P_0 hodnota fosforu v surové vodě [mg/l]



Obr. 5.14 Závislost odstranění fosforu na dávce vodního skla

5.2.2 Shrnutí

Provedené pokusy na modelové vodě, která obsahovala dvojnásobné množství chromu a fosforu, než povoluje vyhláška č. 252/2004 Sb., kterou se stanoví hygienické požadavky na pitnou a teplou vodu a četnost a rozsah kontroly pitné vody prokázaly schopnost vodního skla tyto znečišťující látky z vody odstranit. Významnou hodnotou zjištěnou během experimentů je dávka vodního skla 0,205 ml/l modelové vody. Při dávkách vodního skla pod 0,200 ml se hodnoty zbytkové koncentrace trojmocného chromu pohybovaly řádově v setinách mg/l, přesněji od 0,02 do 0,04 mg/l a hodnoty zbytkové koncentrace nadávkovaného fosforu okolo hodnoty 1,70 mg/l.

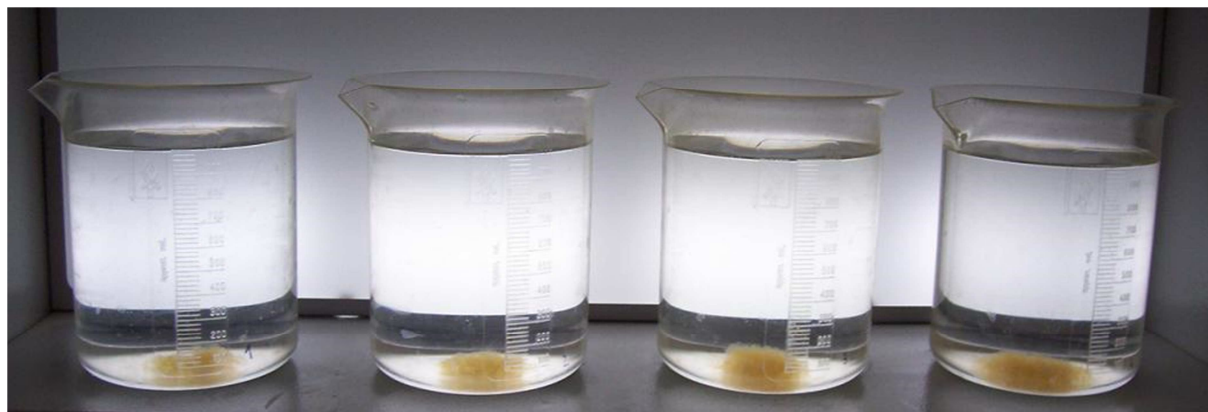


Obr. 5.15 Pomalé míchání nadávkovaného vodního skla – zleva 0,330; 0,355; 0,380 a 0,405 ml/l

Při dávkách nad 0,200 ml vodního skla došlo k řádovému poklesu zbytkové koncentrace nadávkovaného chromu, zbytková koncentrace fosforu klesala až do dávky 0,355 ml vodního skla přibližně lineárně. Následná dávka 0,380 ml vodního skla přinesla nejnižší naměřenou zbytkovou koncentraci fosforu, při dalším zvyšování dávky vodního skla se zbytková koncentrace fosforu zvyšovala, opět s přibližně lineárním průběhem.

Zbytková koncentrace trojmocného chromu při dávkách vodního skla nad 0,200 ml/l modelové vody byla téměř konstantní, proto je z pohledu odstranění chromu z vody, obsahující přibližně 0,100 mg/l chromu, neekonomické dávkování vodního skla v koncentracích nad 0,250 ml/l upravované vody.

Odstranění znečišťujících látek z modelové vody proběhlo podobně jako u síranu hlinitého. Po nadávkování sodného vodního skla a homogenizaci obsahu v reakčních nádobách během rychlého míchání docházelo při pomalém míchání ke vzniku vloček tvořených znečištěním obsaženým v modelové vodě a jejich postupným zvětšováním. Během fáze sedimentace se vytvořené vločky béžové barvy usazovaly na dně reakční nádoby.



Obr. 5.16 Sedimentace, nadávkované vodní sklo – zleva 0,230; 0,255; 0,280 a 0,305 ml/l

5.3 NANOŽELEZO

Cíle této části mé diplomové práce byly podobné jako u vodního skla, tedy sestavit křivky účinnosti odstranění trojmocného chromu a fosforu z modelové vody. Jako pomocné kritérium posloužilo opět měření zákalu. Vzhledem k vysokým počátečním hodnotám zákalu jsem se po dohodě s vedoucím práce rozhodl sestavit i křivku průběhu snižování hodnoty zákalu v čase při zvolené dávce nanoželeza. Posledním dílčím cílem laboratorních pokusů bylo zjistit, zda by se dal zákal způsobený nadávkováním nanoželeza odstranit nadávkováním tekutého síranu hlinitého do reakční nádoby po reakci nanoželeza se znečištěním.

5.3.1 Naměřené hodnoty

Připravená modelová voda měla obsahovat koncentraci fosforu přibližně 2 mg/l, skutečně nadávkovaná koncentrace u modelové vody použité pro zkoumání účinnosti nanoželeza při odstraňování trojmocného chromu a fosforu z vody byla laboratoří společnosti ALS Czech Republic, s.r.o. stanovena na 1,96 mg/l. Stanovená koncentrace chromu pak měla činit přibližně 0,1 mg/l, skutečná hodnota nadávkovaného chromu v případě modelové vody použité u nanoželeza byla 0,0939 mg/l. Skutečné koncentrace nadávkovaných znečišťujících látek se příliš nelišily od požadovaných, proto mohla být tato modelová voda pro zkoumání použita.

V první části laboratorních pokusů s nanoželezem byly provedeny testy šesti různých dávek produktu NANOFER 25. Dávky byly v rozsahu od 0,42 ml do 4,17 ml na 1 litr modelové vody, což vychází z požadovaného rozsahu použití reaktivního Fe^0 v hodnotách od 0,10 g do 1,00 g. Před začátkem pokusů proběhla homogenizace obsahu v plastovém barelu. Homogenizace proběhla protřesením plastového barelu obsahujícího modelovou vodu po dobu přibližně 2 minut.

Tab. 5.7 Naměřené hodnoty při dávkování nanoželeza

| vzorek | surová voda | | | dávka | | | zákal à 60 min ZF | chrom à 30 min mg/l | fosfor à 60 min mg/l |
|--------|-------------|-------|---------|------------|------|------|-------------------------|---------------------------|----------------------------|
| | pH | zákal | teplota | NANOFER 25 | | Fe | | | |
| | - | ZF | °C | ml | g | g | | | |
| 1 | 7,97 | 1,53 | 25,3 | 0,42 | 0,50 | 0,10 | 14,7 | 0,0326 | 1,020 |
| 2 | | | | 0,83 | 1,00 | 0,20 | 26,9 | 0,0258 | 0,743 |
| 3 | | | | 1,67 | 2,00 | 0,40 | 34,3 | 0,0233 | 0,591 |
| 4 | | | | 2,50 | 3,00 | 0,60 | 52,8 | 0,0232 | 0,622 |
| 5 | | | | 3,33 | 4,00 | 0,80 | 58,4 | 0,0269 | 0,694 |
| 6 | | | | 4,17 | 5,00 | 1,00 | 60,8 | 0,0253 | 0,638 |

Z hmotnostního množství nulamocného železa nadávkovaného do modelové vody byla následně vypočítána hmotnostní dávka NANOFERu 25 (rovnice 5.6) a objemová dávka NANOFERu 25 (rovnice 5.7).

Vlastní pokusy proběhly v plastových reakčních nádobách naplněných 1 litrem modelové vody, do které byly postupně přidávány příslušné dávky nanoželeza. Obsah byl následně homogenizován zamícháním skleněnou laboratorní tyčinkou po dobu přibližně 30 s. Následně došlo k reakci nanoželeza se znečištěním (nadávkovaným trojmocným chromem a fosforem).

$$N_m = 100 / Fe_{\%} \times Fe_m [g] \quad (5.6)$$

kde N_mhmotnostní dávka NANOFERu 25 [g/l]

$Fe_{\%}$ obsah nulamocného železa v NANOFERu 25 [%]

Fe_mhmotnostní dávka nulamocného železa [g/l]

$$N_v = N_m / \rho [ml] \quad (5.7)$$

kde N_vobjemová dávka NANOFERu 25 [ml/l]

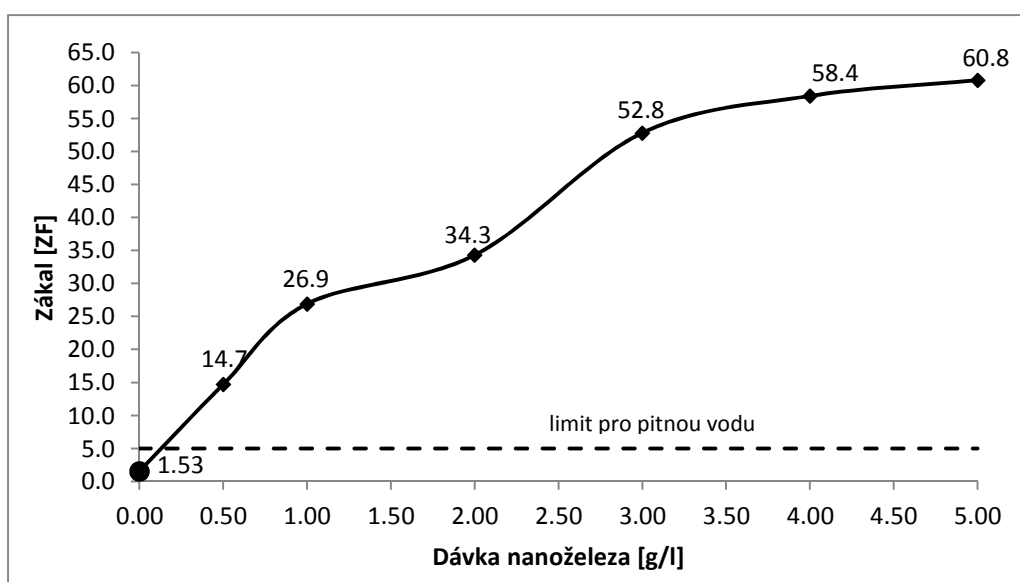
N_mhmotnostní dávka NANOFERu 25 [g/l]

ρobjemová hmotnost NANOFERu 25 [g/ml]

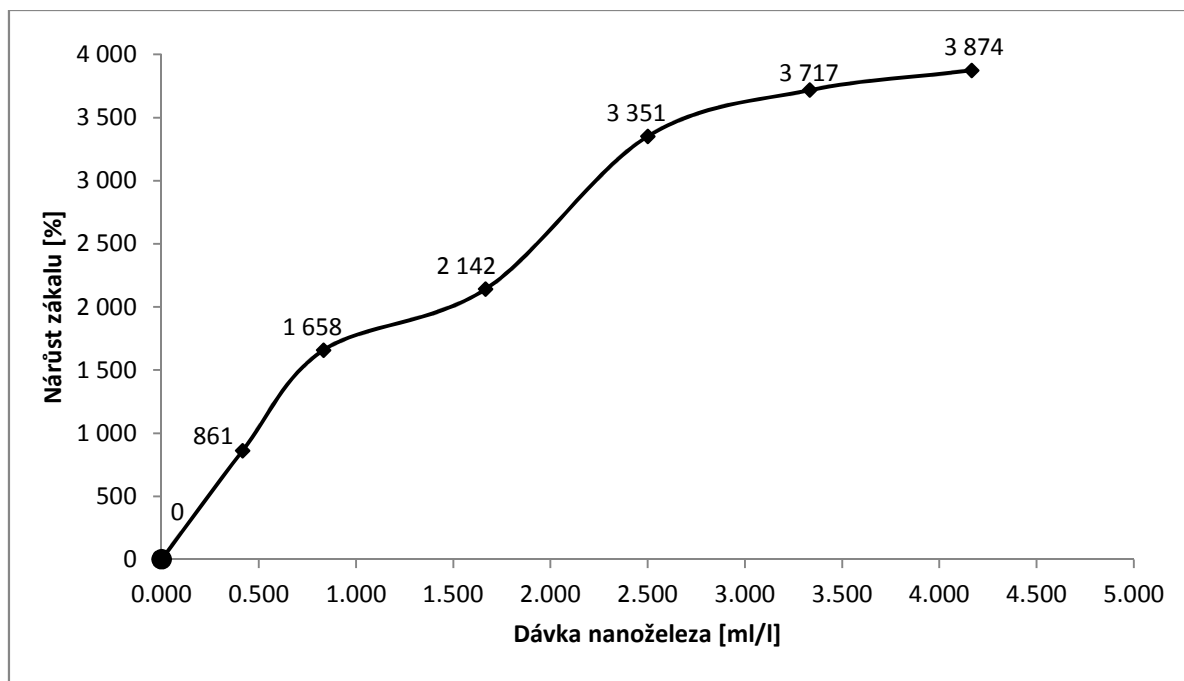
Po konzultaci s dodavatelem byly vzorky ke stanovení obsahu zbytkového trojmocného chromu odebrány do vzorkovnic po reakci trvající 30 minut. Vzorky ke stanovení obsahu zbytkové koncentrace fosforu byly odebírány po reakci trvající 60 min. Tyto vzorky byly odeslány do laboratoře společnosti ALS Czech Republic, s.r.o. Získané hodnoty jsou zobrazeny v tab. 5.7. Po 1 hodině byl rovněž změřen zákal.



Obr. 5.17 NANOFER 25 po homogenizaci



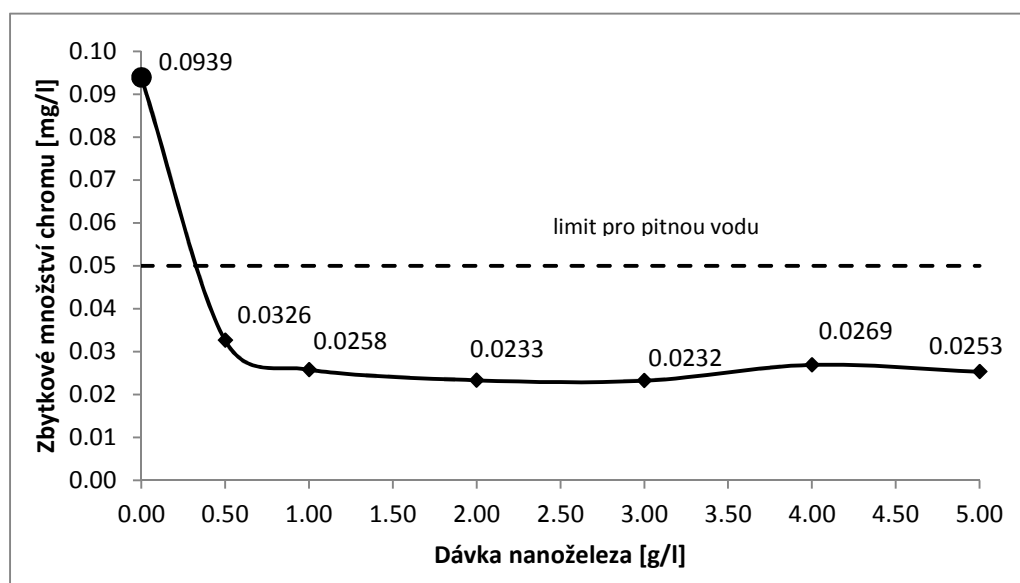
Obr. 5.18 Závislost zákalu na dávce nanoželeza



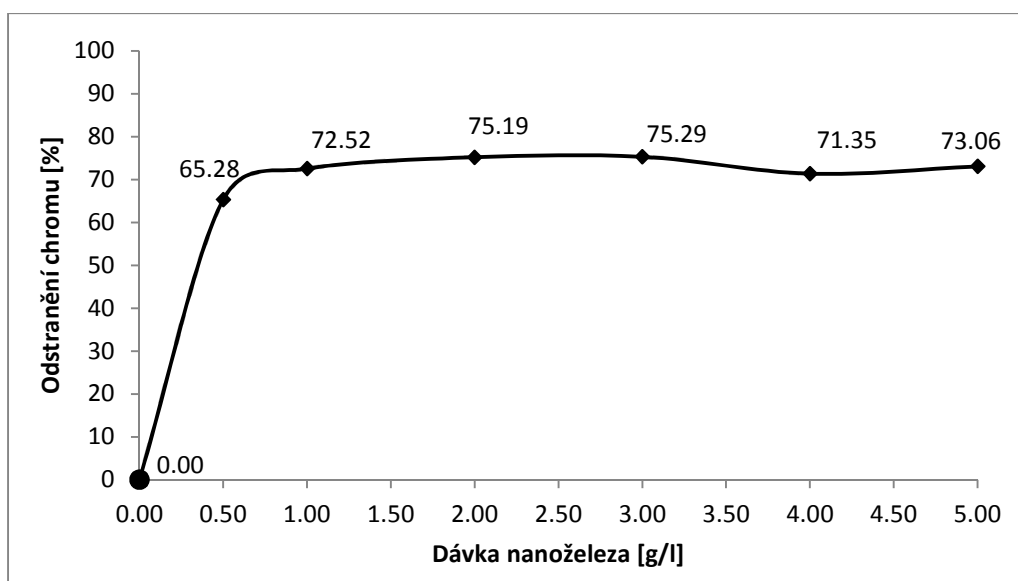
Obr. 5.19 Závislost nárůstu zákalu na dávce nanoželeza

V průběhu laboratorních pokusů se ukázalo, že úměrně ke zvyšujícím se dávkám nanoželeza se zároveň zvyšují naměřené hodnoty zákalu. Z naměřených hodnot zákalu byl dopočítán procentuální nárůst zákalu v závislosti na dávce nanoželeza, tato závislost je vyobrazená v grafu na obr. 5.19.

Zákal obsahu reakční nádoby je způsoben velmi jemnými rozptýlenými nanočásticemi nulamocného železa, tyto částice následně sedimentují velmi pomalu kvůli jejich nízké sedimentační rychlosti způsobené nízkou hmotností.

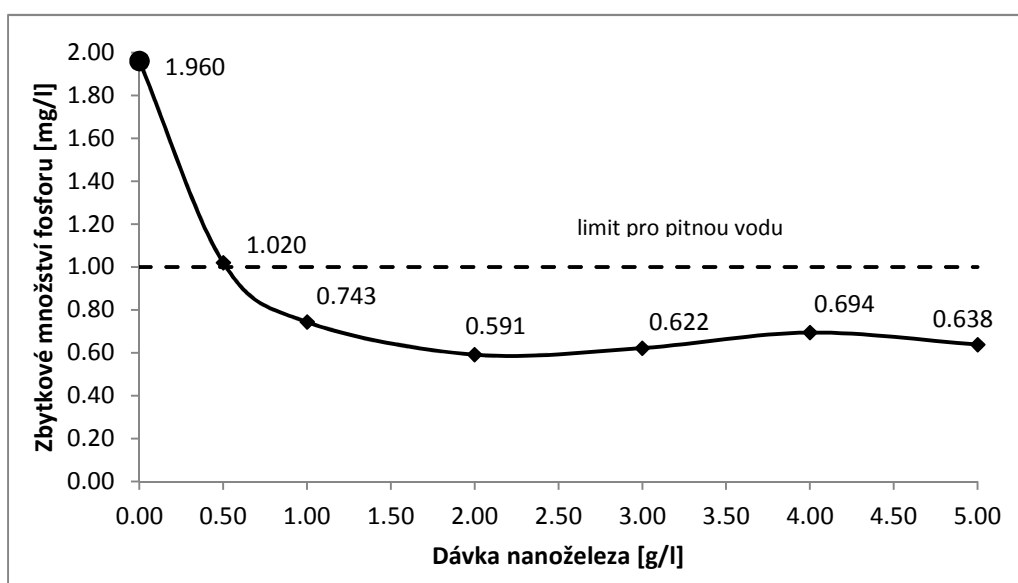


Obr. 5.20 Závislost zbytkového množství chromu na dávce nanoželeza

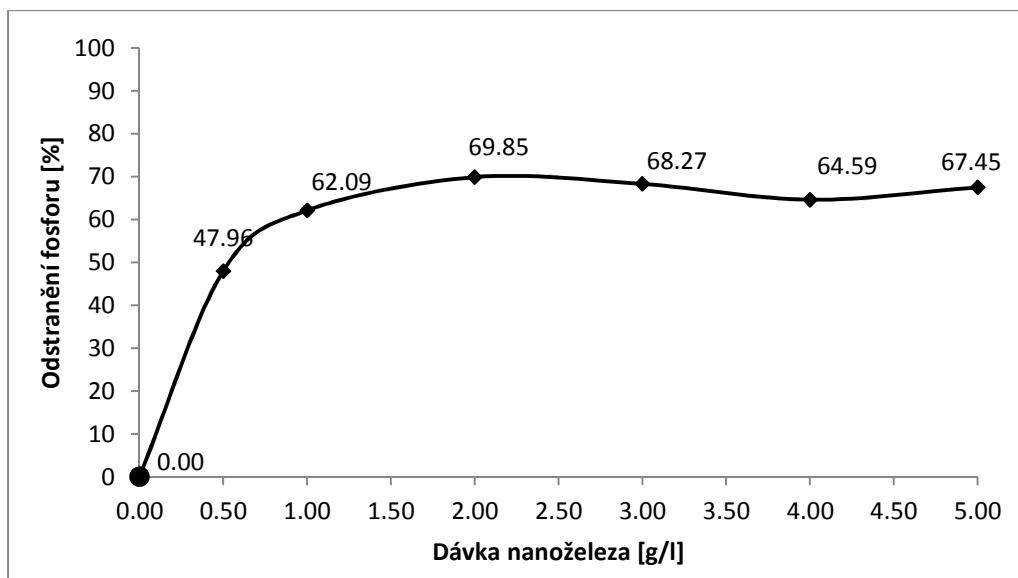


Obr. 5.21 Závislost odstranění chromu na dávce nanoželeza

Při vyhodnocení zbytkových koncentrací trojmocného chromu u vzorků odebraných z reakčních nádob byla zjištěna malá závislost odstranění trojmocného chromu na dávce nanoželeza, viz. obr. 5.20. Z těchto hodnot bylo následně dopočítáno procentní odstranění chromu, to přehledně ukazuje na grafu zobrazeném na obr. 5.21 malý rozptyl hodnot odstranění trojmocného chromu pomocí nanoželeza.

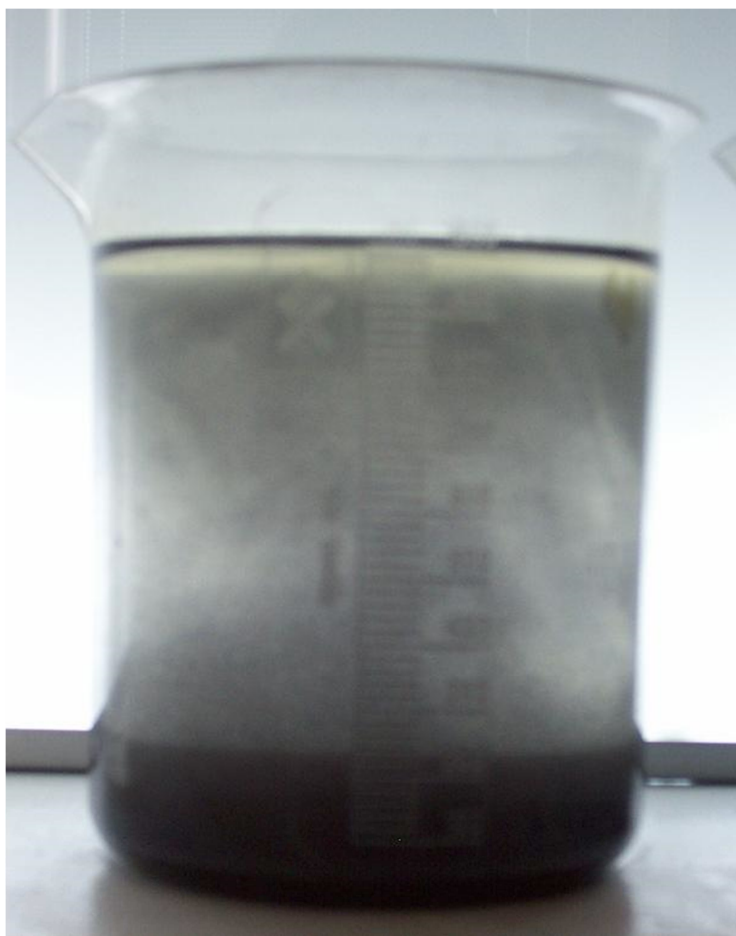


Obr. 5.22 Závislost zbytkového množství fosforu na dávce nanoželeza



Obr. 5.23 Závislost odstranění fosforu na dávce nanoželeza

Při vyhodnocení zbytkových koncentrací fosforu u vzorků odebraných z reakčních nádob byla zjištěna malá závislost odstranění na dávce nanoželeza, stejně jako v případě trojmocného chromu. Z těchto hodnot bylo následně dopočítáno procentní odstranění chromu vyobrazené na obr. 5.23.

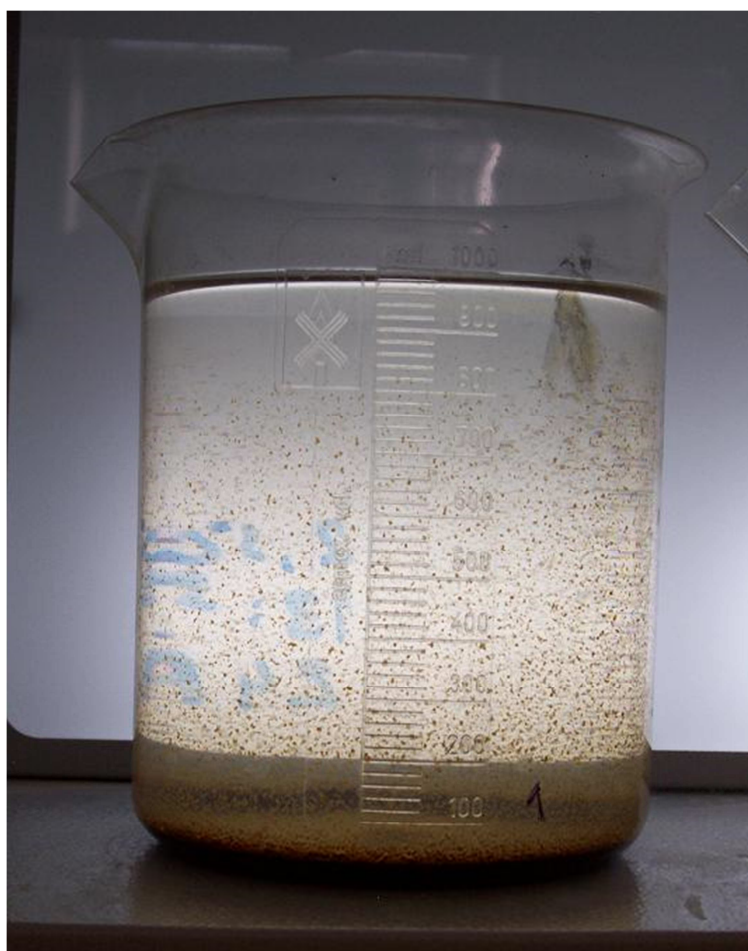


Obr. 5.24 NANOFER 25 – dávka 0,6 g Fe^0 po 7 min. sedimentace

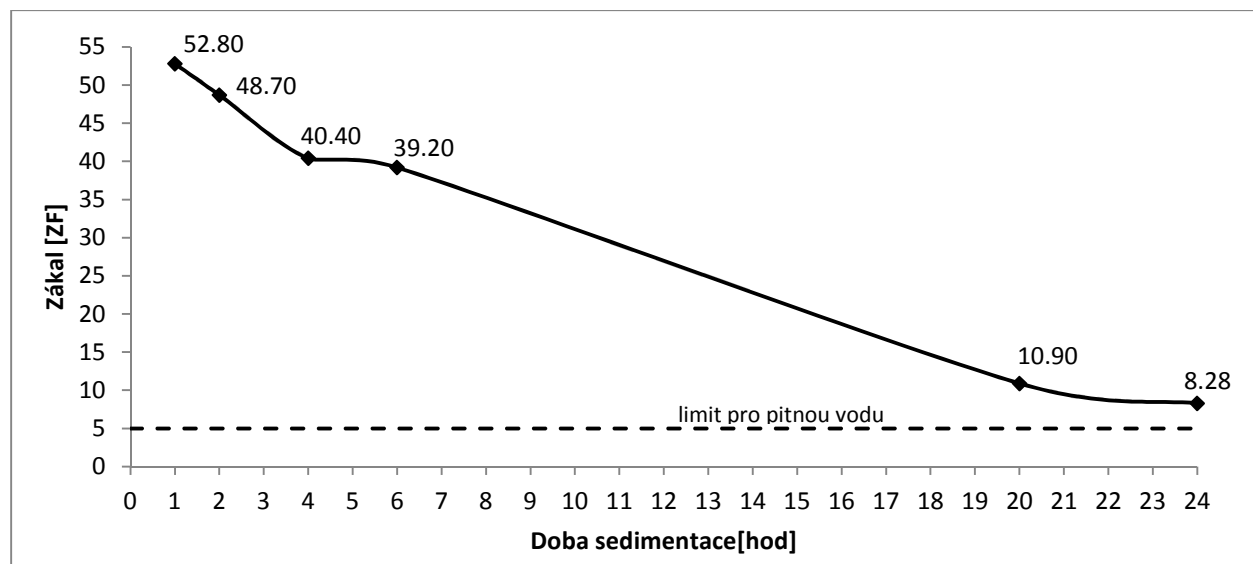
Tab. 5.8 Vývoj zákalu v čase po nadávkování nanoželeza

| vzorek | surová voda | | | dávka | | | dobu sedimentace hod | zákal à 60 min ZF |
|--------|-------------|-------------|---------------|------------|------|------|----------------------------|-------------------------|
| | pH | zákal ZF | teplota °C | NANOFER 25 | | Fe | | |
| | - | | | ml | g | g | | |
| 1 | 7,97 | 1,53 | 25,3 | 2,50 | 3,00 | 0,60 | 1 | 52,80 |
| 2 | | | | 2,50 | 3,00 | 0,60 | 2 | 48,70 |
| 3 | | | | 2,50 | 3,00 | 0,60 | 4 | 40,40 |
| 4 | | | | 2,50 | 3,00 | 0,60 | 6 | 39,20 |
| 5 | | | | 2,50 | 3,00 | 0,60 | 20 | 10,90 |
| 6 | | | | 2,50 | 3,00 | 0,60 | 24 | 8,28 |

V další fázi laboratorních pokusů týkajících se možnosti využití nanoželeza při úpravě pitné vody byla zjišťována křivka poklesu hodnoty zákalu v čase při zvolené dávce nanoželeza. Během těchto pokusů byla měřena pouze hodnota zákalu, výsledky jsou představeny v tab. 5.8. Z časových důvodů byl průběh poklesu hodnoty zákalu sestaven pouze ze šesti hodnot. Nejdelším časovým úsekem, po který probíhala sedimentace, bylo 24 hodin. Po této době byl obsah reakční nádoby vizuálně čirý, avšak byla naměřena hodnota zákalu 8,28 ZF.



Obr. 5.25 NANOFER 25 – dávka 0,6 g Fe⁰ po 24 hodinách

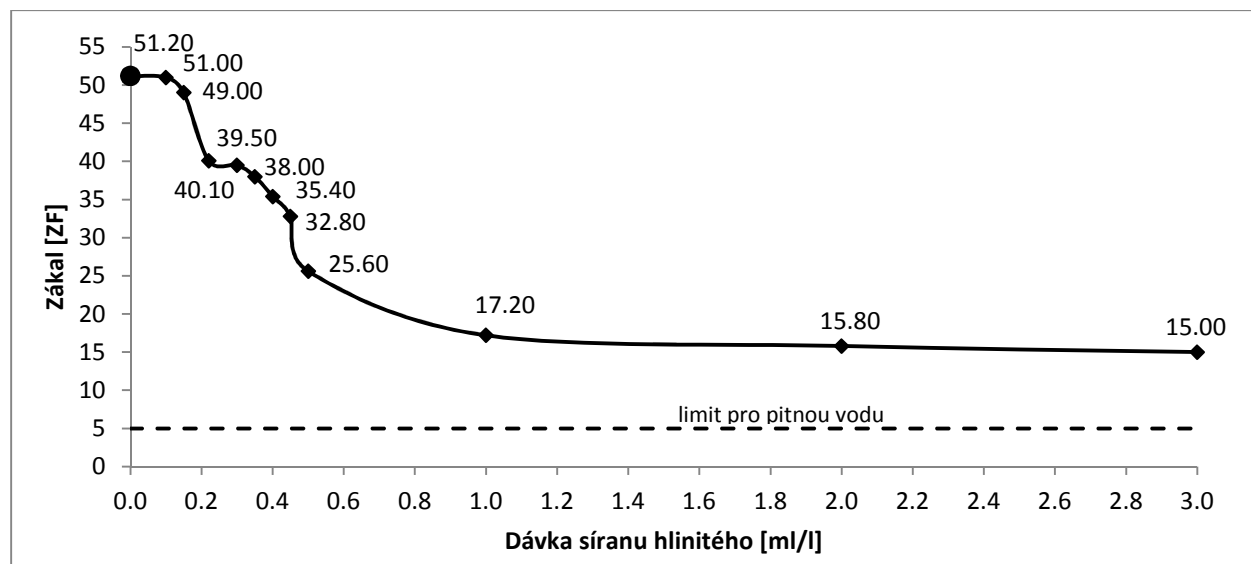


Obr. 5.26 Vývoj zákalu v čase po nadávkování nanoželeza

V poslední fázi laboratorních pokusů s nanoželezem byla zkoumána možnost odstranění zákalu způsobeného nadávkováním nanoželeza pomocí různých dávek tekutého síranu hlinitého. Výsledky jsou zobrazeny v tab. 5.9 a graficky znázorněny na obr. 5.27. Tyto testy proběhly s použitím pitné vody jako vody modelové. Do vody bylo nadávkováno nanoželezo, následně se obsah homogenizoval a nechal 30 min reagovat. Poté byl nadávkován síran hlinitý a proběhlo rychlé a pomalé míchání. Po 1 h sedimentace byl změřen zákal.

Tab. 5.9 Naměřené hodnoty zákalu při nadávkování síranu hlinitého

| vzorek | surová voda | | | dávka | | | zákal à 30 min | dávka | | | rychlé míchání | | pomale míchání | | zákal à 60 min |
|--------|-------------|-------|---------|---------------|------|------|----------------------|---------------|------|--------|-------------------|------|-------------------|------|----------------------|
| | pH | zákal | teplota | NANOFER 25 | | Fe | | síran hlinitý | | Al | intenzita | doba | intenzita | doba | |
| | — | ZF | °C | ml | g | g | ZF | ml | g | mg | rpm | min | rpm | min | ZF |
| 1 | 7,71 | 1,74 | 16,3 | 2,50 | 3,00 | 0,60 | 70,8 | 0,000 | 0,00 | 0,00 | 150 | 2 | 40 | 20 | 51,20 |
| 2 | | | | | | | | 0,100 | 0,13 | 5,24 | | | | | 51,00 |
| 3 | | | | | | | | 0,150 | 0,20 | 7,86 | | | | | 49,00 |
| 4 | | | | | | | | 0,220 | 0,29 | 11,53 | | | | | 40,10 |
| 5 | | | | | | | | 0,300 | 0,39 | 15,72 | | | | | 39,50 |
| 6 | | | | | | | | 0,350 | 0,46 | 18,34 | | | | | 38,00 |
| 7 | | | | | | | | 0,400 | 0,52 | 20,96 | | | | | 35,40 |
| 8 | | | | | | | | 0,450 | 0,59 | 23,58 | | | | | 32,80 |
| 9 | | | | | | | | 0,500 | 0,66 | 26,20 | | | | | 25,60 |
| 10 | | | | | | | | 1,000 | 1,31 | 52,40 | | | | | 17,20 |
| 11 | | | | | | | | 2,000 | 2,62 | 104,80 | | | | | 15,80 |
| 12 | | | | | | | | 3,000 | 3,93 | 157,20 | | | | | 15,00 |



Obr. 5.27 Vývoj zákalu při různých dávkách síranu hlinitého

5.3.2 Shrnutí

Nanoželezo bylo do experimentální části zařazeno jako jedna z možných alternativ k vodnímu sklu při odstraňování chromu a fosforu ze surové vody při úpravě na vodu pitnou. Byly použity dávky nanoželeza od 0,10 g Fe^0 do 1,00 g Fe^0 na 1 litr modelové vody. Při všech dávkách bylo dosaženo snížení množství znečišťujících látek pod úroveň vyžadovanou platnou legislativou u pitných vod. Hodnoty zbytkového množství chromu se pohybovaly v rozsahu od 0,023 do 0,033 mg/l. Zbytkové množství fosforu bylo v rozmezí 0,6 až 1,0 mg/l.

Nevýhodou pozorovanou během experimentů byl zvyšující se zákal s rostoucí dávkou nanoželeza, zákal byl měřen do 1 hodiny. Z tohoto důvodu byl ještě experiment rozšířen o několik dalších pokusů, při nichž byla prodloužena sedimentační fáze. Cílem bylo zjistit, po jak dlouhém časovém období lze vodu upravenou nanoželezem dále využít v procesu produkce pitné vody z hlediska zákalu. Z časových a technických důvodů nebylo možné provést dostatečný počet pokusů, proto jsem se musel spokojit s měřením zákalu po 1, 2, 4, 6, 20 a 24 hod. Během této doby, při dávce 0,60 g Fe^0 /l modelové vody nanoželeza, došlo k poklesu zákalu z počáteční hodnoty 52,80 ZF na 8,28 ZF po 24 hodinách. Dosažená hodnota nesplňuje požadavek na kvalitu pitné vody podle přílohy 1 k vyhlášce č. 252/2004 Sb., kterou se stanoví hygienické požadavky na pitnou a teplou vodu a četnost a rozsah kontroly pitné vody, ten je 5 ZF. Pro dosažení limitní hodnoty by byla zapotřebí delší sedimentační fáze.

Bylo zjištěno, že se během 24 hodin, kdy probíhala nejdéle trvající sedimentace, mění vizuální vzhled obsahu reakční nádoby od neprůhledné černé barvy po homogenizaci zákalu po čirou po uplynutí sedimentační doby. Během tohoto procesu docházelo k postupnému usazování částic nanoželeza s navázaným znečištěním na jejich povrchu u dna nádoby. Na konci pokusu byly na stěnách patrné usazené částice nečistot béžové barvy, na dně se pak nacházela kompaktní černá usazenina. Objem této usazeniny byl v případě použité reakční nádoby o objemu 1 litr přibližně 25 ml.

Pro přesnější výsledky by bylo zapotřebí provést rozsáhlejší soubor pokusů, přesto je jasné patrná účinnost nanoželeza při odstraňování trojmocného chromu a fosforu z použité modelové vody.

5.4 POROVNÁNÍ

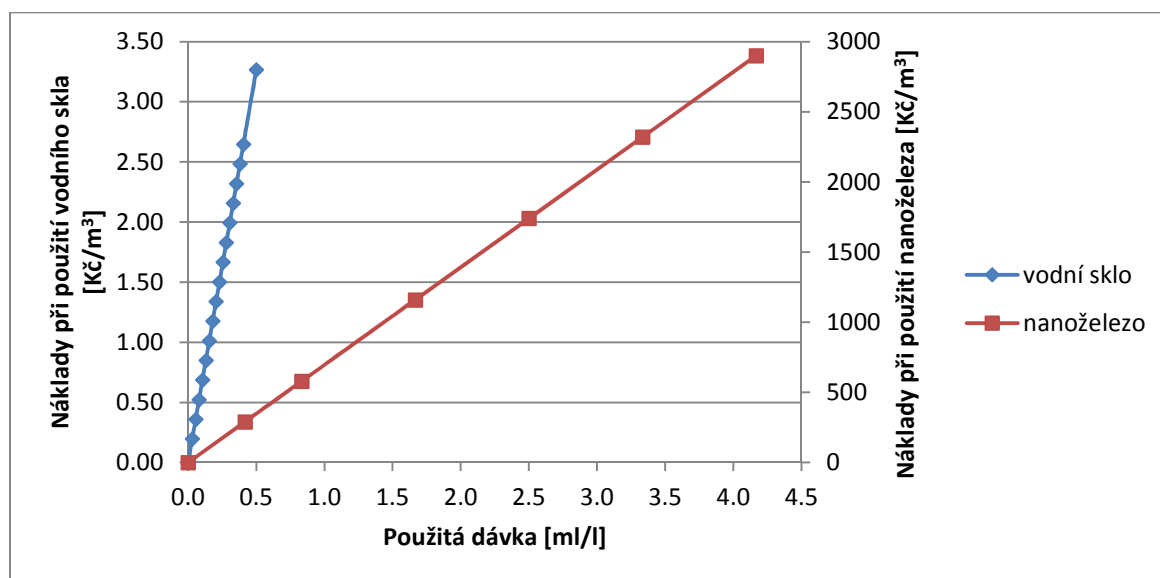
Pro porovnání finanční náročnosti při použití jednotlivých chemikálií byly uvažovány dávky chemikálií, při nichž bylo dosaženo optimálních výsledků. V případě použití tekutého síranu hlinitého se jednalo o dávku, při níž byla naměřena nejnižší hodnota zákalu v upravované modelové vodě. V případě úpravy pomocí sodného vodního skla, respektive NANOFERu 25, to byla dávka, při které současně vyhovují zbytkové koncentrace Cr (III) a P požadavkům na kvalitu pitné vody podle vyhlášky č. 252/2004 Sb., kterou se stanoví hygienické požadavky na pitnou a teplou vodu a četnost a rozsah kontroly pitné vody.

Tab. 5.10 Porovnání cen použitých chemikálií

| | NANOFER 25 | sodné vodní sklo | tekutý síran hlinitý |
|--|------------|------------------|----------------------|
| Cena bez DPH [Kč/kg] | 580,00 | 4,60 | 15,10 |
| Hustota [kg/m ³] | 1 200 | 1 420 | 1 310 |
| Cena bez DPH [Kč/m ³] | 696 000 | 6 532 | 19 781 |
| Cena bez DPH [Kč/ml] | 0,696 | 0,007 | 0,020 |
| Vhodná dávka [ml/l] | 0,830 | 0,255 | 0,105 |
| Cena vhodné dávky bez DPH [Kč/l] | 0,578 | 0,002 | 0,002 |
| Cena vhodné dávky bez DPH [Kč/m ³] | 577,68 | 1,67 | 2,08 |

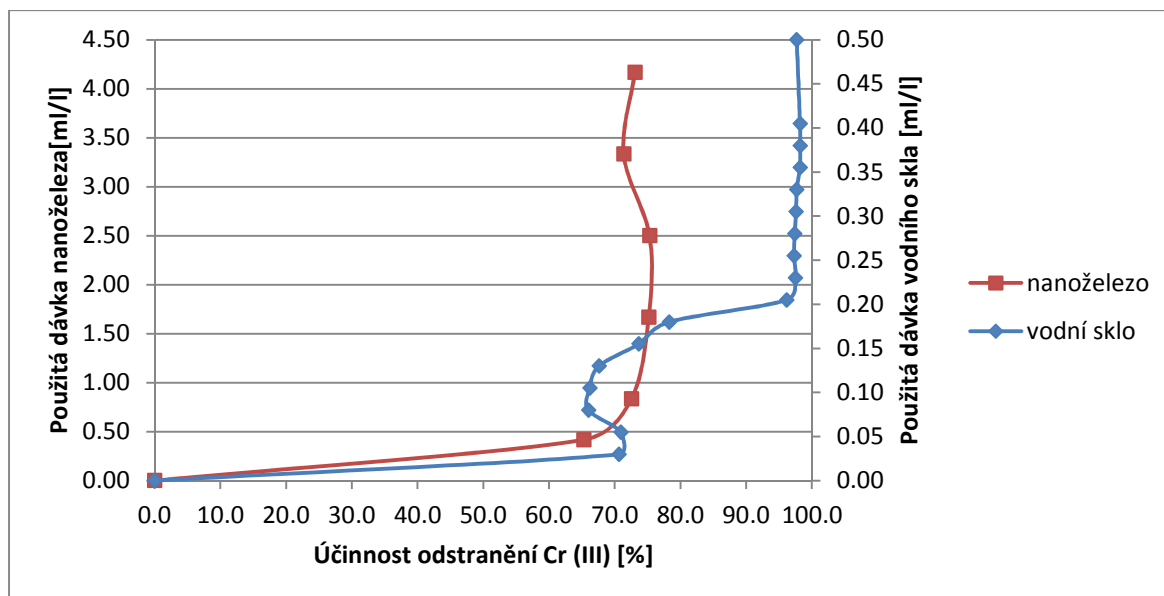
Poznámky k tab. 5.10:

- 1) Vhodné dávky platí pouze pro použitou modelovou vodu.
- 2) U tekutého síranu hlinitého jsou do ceny započteny i náklady na nevratné kanistry.
- 3) Cena uvedená pro vodní sklo platí při velkém ročním odběru (v řádech tun)



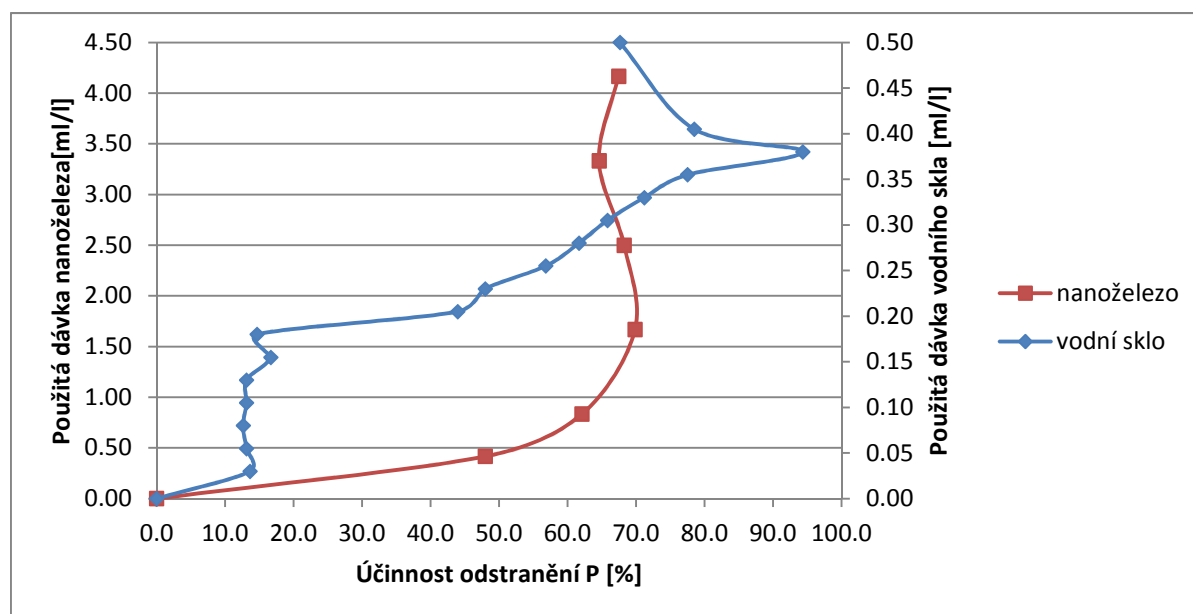
Obr. 5.28 Porovnání nákladů na vodní sklo a nanoželezo při použitých dávkách

Na obr. 5.28 je jasně patrný rozdíl ve finanční náročnosti při použití sodného vodního skla, respektive nanoželeza. Navzdory značnému rozdílu ve finanční náročnosti bylo s použitím vodního skla dosaženo vyšší míry odstranění znečišťujících látek z modelové vody, než v případě nanoželeza.



Obr. 5.29 Porovnání odstranění Cr (III) pomocí vodního skla a nanoželeza

Obr. 5.29 zřetelně ukazuje vyšší míru odstranění Cr (III) pomocí vodního skla. Z vynesení grafu také vyplývá, že v případě použití nanoželeza není interval rozsahu účinnosti tak široký. Je třeba na druhou stranu objektivně přiznat, že byla primárně testována účinnost odstranění specifického znečištění pomocí vodního skla a je možné, že pokud by byl proveden rozsáhlejší výzkum účinnosti nanoželeza, mohly by být hodnoty maximální míry odstranění blíže u sebe.



Obr. 5.30 Porovnání odstranění fosforu pomocí vodního skla a nanoželeza

Na obr. 5.30 je porovnávána účinnost odstranění fosforu. V tomto případě se ve většině případů jeví jako lepší volba nanoželezo, které má oproti vodnímu sklu značně užší pásmo účinnosti odstranění fosforu z použité modelové vody.

Do závěrečné souhrnné tabulky byly zařazeny i hodnoty získané při optimalizační dávce síranu hlinitého. Avšak tyto hodnoty údaje se nedají, vzhledem k odlišné použité modelové

vodě, objektivně porovnat s daty získanými při laboratorních pokusech se sodným vodním sklem a nanoželezem zastoupeným NANOFERem 25.

Tab. 5.11 Srovnání účinnosti použitých chemikálií

| sodné vodní sklo | | | | | NANOFER 25 | | | | | tekutý síran hlinitý | | |
|------------------|-------------------|-------------------|---------------------|--------------|------------|-------------------|---------------|---------------------|--------------|----------------------|-------------------|-------------------|
| dávka | náklady | odstranění zákalu | odstranění Cr (III) | odstranění P | dávka | náklady | nárůst zákalu | odstranění Cr (III) | odstranění P | dávka | náklady | odstranění zákalu |
| ml | Kč/m ³ | % | % | % | ml | Kč/m ³ | % | % | % | ml | Kč/m ³ | % |
| 0,000 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| 0,030 | 0,20 | 20,69 | 70,62 | 13,64 | 0,42 | 290,00 | 861 | 65,28 | 47,96 | 0,08 | 1,58 | 93,04 |
| 0,055 | 0,36 | 29,31 | 70,93 | 13,13 | 0,83 | 580,00 | 1 658 | 72,52 | 62,09 | 0,11 | 2,08 | 93,39 |
| 0,080 | 0,52 | 22,84 | 66,00 | 12,63 | 1,67 | 1 160,00 | 2 142 | 75,19 | 69,85 | 0,13 | 2,57 | 86,43 |
| 0,105 | 0,69 | 24,14 | 66,20 | 13,13 | 2,50 | 1 740,00 | 3 351 | 75,29 | 68,27 | 0,16 | 3,07 | 85,22 |
| 0,130 | 0,85 | 22,41 | 67,61 | 13,13 | 3,33 | 2 320,00 | 3 717 | 71,35 | 64,59 | | | |
| 0,155 | 1,01 | 31,47 | 73,64 | 16,67 | 4,17 | 2 900,00 | 3 874 | 73,06 | 67,45 | | | |
| 0,180 | 1,18 | 25,43 | 78,27 | 14,65 | | | | | | | | |
| 0,205 | 1,34 | 80,60 | 96,18 | 43,94 | | | | | | | | |
| 0,230 | 1,50 | 80,60 | 97,48 | 47,98 | | | | | | | | |
| 0,255 | 1,67 | 84,48 | 97,28 | 56,82 | | | | | | | | |
| 0,280 | 1,83 | 84,05 | 97,38 | 61,67 | | | | | | | | |
| 0,305 | 1,99 | 86,21 | 97,59 | 65,81 | | | | | | | | |
| 0,330 | 2,16 | 85,78 | 97,69 | 71,21 | | | | | | | | |
| 0,355 | 2,32 | 86,21 | 98,19 | 77,53 | | | | | | | | |
| 0,380 | 2,48 | 86,21 | 98,19 | 94,34 | | | | | | | | |
| 0,405 | 2,65 | 86,21 | 98,19 | 78,48 | | | | | | | | |
| 0,500 | 3,27 | 86,21 | 97,69 | 67,63 | | | | | | | | |

6 ZÍSKANÉ POZNATKY

Laboratorní pokusy prováděné s tekutým síranem hlinitým na modelové vodě odebrané z Brněnské přehrady prokázaly předpokládanou účinnost tohoto koagulantu při odstraňování zákalu ze surové povrchové vody. Byly testovány různé dávky síranu hlinitého, jako optimální dávka se v případě vody odebrané z lokality Sokolské koupaliště v srpnu roku 2013 jevila dávka 0,105 ml síranu hlinitého na 1 litr surové vody při $\text{pH} = 7,5$. Nejlepšího výsledku bylo dosaženo při rychlosti 150 otáček za minutu během fáze rychlého míchání a 40 otáček za minutu během fáze pomalého míchání. Po dokončení optimalizační sklenicové zkoušky bylo dosaženo snížení úrovně zákalu v modelové vodě o 93,39 %, v absolutních hodnotách byl zákal snížen z 5,75 ZF na 0,38 ZF.

Použití tekutého síranu hlinitého při redukci zákalu v surových vodách se jeví jako vhodné i z pohledu finančních nákladů spojených s pořízením této chemikálie. V případě výše uvedeného laboratorního pokusu byly vyčísleny náklady na úpravu síranem hlinitým na 2,08 Kč/m³ surové vody.

V případě laboratorních pokusů se sodným vodním sklem se jednalo o nepříliš probádanou oblast. Cílem bylo zjistit, zda je vůbec schopné odstranit trojmocný chrom a fosfor z modelové vody a pokud ano, při jakých dávkách a s nimi spojených finančních nákladech. Během pokusů byla prokázána schopnost sodného vodního skla redukovat množství výše zmíněného specifického znečištění v upravované vodě. Vzhledem k nedostatku informací o vhodném dávkování byla provedena série laboratorních pokusů při použití různých dávek. Při následném vyhodnocení získaných dat byla zjištěna zlomová koncentrace použitého vodního skla, při které skokově poklesne zbytková koncentrace zákalu, trojmocného chromu i fosforu, jedná se o koncentraci sodného vodního skla 0,2 ml/l modelové vody. Při nižších koncentracích vodního skla sice dochází k poklesu sledovaných parametrů, ale po překročení této zlomové dávky dochází u zbytkové koncentrace zákalu a trojmocného chromu k řádovému snížení hodnoty, pokles zbytkové koncentrace fosforu je pozvolnější.

Při použití sodného vodního skla dochází k redukci znečištění jeho zachycením ve formě vloček béžové barvy. Jednotlivé vločky se začínají objevovat během fáze pomalého míchání, jejich počet a velikost jsou úměrné nadávkovanému množství vodního skla. Pod zlomovou hranicí se vločky objevují v nízkém počtu a velice drobné, po překročení zlomové koncentrace vodního skla v modelové vodě jejich počet výrazně naroste a mají na průměru velikost přibližně 2 mm. Během sedimentační fáze laboratorních pokusů pak tyto vzniklé vločky sedimentovaly na dně použité reakční nádoby. Na konci sedimentační fáze byly na dně reakční nádoby k vidění usazené vločky v kupovitém uspořádání, modelová voda byla čirá.

S použitím sodného vodního skla se podařilo během laboratorních pokusů dosáhnout maximální míry odstranění zákalu 86,21 %, v absolutní hodnotě to byl pokles hodnoty zákalu z 2,32 ZF na 0,32 ZF. U trojmocného chromu se podařilo dosáhnout redukce zbytkové koncentrace 98,19 %, což představuje téměř dokonalé odstranění nadávkovaného trojmocného chromu z modelové vody. V absolutních číslech byl zaznamenán pokles koncentrace trojmocného chromu z hodnoty 0,0994 mg/l na hodnotu 0,0018 mg/l. V případě fosforu bylo dosaženo maximální míry odstranění 94,34 % při použití dávky 0,380 ml sodného vodního skla na 1 litr modelové vody. V absolutní hodnotě to představuje redukci koncentrace z 1,980 mg/l na 0,112 mg/l. Dosažené výsledky jsou výrazně pod limitními hodnotami požadovanými platnou legislativou u pitné vody, proto je i s ohledem na zdravotní nezávadnost použitého vodního skla, možno doporučit použití tohoto způsobu odstranění trojmocného chromu a fosforu z pitné vody. Náklady na použité vodní sklo v případě těchto laboratorních pokusů byly při dávce 0,255 ml/l vyčísleny na 1,67 Kč/m³ modelové vody.

Nanočástice nulamocného železa jsou dnes poměrně běžně používány pro sanaci půd zamořených těžkými kovy. Kromě toho je nanoželezo používáno při odstraňování znečištění z průmyslových odpadních vod, o použití nanoželeza pro úpravu pitné vody jsem však žádné podrobnější informace nenalezl. Cílem proto bylo zjistit účinnost odstranění trojmocného chromu a fosforu z modelové vody a potřebné dávky, stejně jako u sodného vodního skla.

Během laboratorních pokusů byla potvrzena schopnost nanočástic elementárního železa redukovat zbytkové koncentrace chromu a fosforu obsažených ve vodě. Koncentrace trojmocného chromu byla pomocí Nanoferu 25 snížena z hodnoty 0,0939 mg/l až na hodnotu 0,0232 mg/l, což představuje redukci o 75,29 %. U fosforu byla maximální zjištěná redukce 69,85 %, což v absolutních číslech znamenalo redukci z 1,960 mg/l na 0,591 mg/l. Redukce znečišťujících látek u nanoželeza probíhá navázáním těchto látek na reaktivní povrch nanočástic. Reakce probíhala zcela klidně. Po proběhnutí reakce se na dně reakční nádoby objevila černá kompaktní sedimentace obsahující zreagované nanoželezo s navázaným trojmocným chromem a fosforem, na stěnách byly drobné hnědé kapičky nečistot. Objem sedimentu u dna byl reakční nádobě o obsahu 1 litr přibližně 25 ml. Během laboratorních experimentů zabývajících se odstraněním chromu a fosforu byl zjištěn problém omezující další použití takto upravené vody při produkci pitné vody, a to zákal způsobený rozptýlenými nanočásticemi železa. Hodnota zákalu roste přibližně lineárně současně se zvyšující se dávkou nanoželeza. Dalším hendikepem omezujícím použití nanoželeza při úpravě surové vody na vodu pitnou byla jeho cena. Bylo vypočteno, že při použití Nanoferu 25 v dávce 0,830 mg/l modelové vody by stálo použité nanoželezo 577,68 Kč/m³ upravené vody.

V reakci na zjištěnou hodnotu zákalu byla provedena série pokusů, ty měly zodpovědět otázku, za jak dlouho po nadávkování nanoželeza klesne hodnota zákalu dostatečně nízko, aby se takto upravená voda dala dále využívat pro úpravu na vodu pitnou. Z časových a technických důvodů trval nejdelší pokus 24 hodin, během této doby poklesla hodnota zákalu z výchozí hodnoty 52,80 ZF naměřené po 1 hodině sedimentace na hodnotu 8,28 ZF po 24 hodinách. Tento pokus sice prokázal pokles hodnoty zákalu v čase, nicméně byla naměřená hodnota zákalu stále vysoká pro další použití k pitným účelům. Z tohoto důvodu bylo přistoupeno k další sérii pokusů, kdy bylo zjišťováno možné využití tekutého síranu hlinitého pro odstranění zákalu způsobeného nadávkovaným nanoželezem.

Při zjišťování možného odstranění zákalu způsobeného nadávkovaným nanoželezem pomocí tekutého síranu hlinitého bylo nanoželezo dávkováno v množství odpovídajícímu dávce nulamocného železa 0,60 g/l. Dávka síranu hlinitého byla měněna. Výsledky ukazují, že klesá naměřená hodnota zákalu úměrně zvyšující se dávkou síranu hlinitého. Toto platí až do dávky 0,500 ml/l síranu hlinitého, další snižování zákalu již probíhá velmi pozvolně. Nejnižší hodnota zbytkového zákalu byla naměřena při maximální použité dávce síranu hlinitého, což byla dávka 3,00 mg/l modelové vody. Došlo k poklesu hodnoty zákalu ze 70,80 ZF na 15,00 ZF. Zjištěná míra redukce zákalu způsobeného nanoželezem pomocí síranu hlinitého je pro další použití při produkci pitné vody nedostatečná.

Dle mého názoru je sodné vodní sklo zajímavou možností při odstraňování trojmocného chromu a fosforu při produkci pitné vody a bylo by zajímavé porovnat data získaná během provádění výše uvedených laboratorních pokusů s daty z fungující úpravny vody. Vzhledem k poměru účinnosti odstranění tohoto specifického odstranění a finančních nákladů na vodní sklo by mělo být pouze otázkou času, než se tato možnost uplatní v praktických aplikacích. Co se týče možnosti použití nanoželeza, nepředpokládám v nejbližší době, vzhledem k problémům se zákalem způsobeným jeho aplikací a vysokým pořizovacím nákladům, s jeho uplatněním na konvenčních úpravách vod. Na druhou stranu je potřeba přiznat, že je to funkční alternativa a jeho účinnost není tolik rozkolísaná v závislosti na zvolené dávce.

7 POUŽITÁ LITERATURA

- [1] HLAVÍNEK, Petr a Jaromír ŘÍHA. *Jakost vody v povodí: Studijní opory pro studijní programy s kombinovanou formou studia*. Brno, 2006, 242 s. Studijní opora. FAST VUT.
- [2] MALÝ, Josef a Jitka MALÁ. *Chemie a technologie vody - Modul M01: Chemie přírodních a pitných vod: Studijní opory pro studijní programy s kombinovanou formou studia*. Brno, 42 s. Studijní opora. VUT FAST.
- [3] TUHOVČÁK, Ladislav, Pavel ADLER, Tomáš KUČERA a Jaroslav RACLAVSKÝ. *Vodárenství: A - úprava vody: Studijní opory pro studijní programy s kombinovanou formou studia*. Brno, 155 s. Studijní opora. FAST VUT.
- [4] MALÝ, Josef a Jitka MALÁ. *Chemie a technologie vody - Modul M02: Vodárenství: Studijní opory pro studijní programy s kombinovanou formou studia*. Brno, 58 s. Studijní opora. VUT FAST.
- [5] PIVOKONSKÝ, Martin, Lenka PIVOKONSKÁ, Petra BUBÁKOVÁ a Václav JANDA. *Úprava vody s obsahem huminových látek* [online]. Praha, 2010, s. 1015 - 1022 [cit. 2013-06-13]. Dostupné z: http://www.chemicke-listy.cz/docs/full/2010_11_1015-1022.pdf. Referát. Vysoká škola chemicko-technologická v Praze.
- [6] Vodovody, kanalizace a vodní toky 2012: Vodovody. In: *Český statistický úřad: Statistiky* [online]. e-2003-13. 2013 [cit. 2013-06-13]. Dostupné z: [http://www.czso.cz/csu/2013edicniplan.nsf/t/5C003E2B34/\\$File/w20031303.pdf](http://www.czso.cz/csu/2013edicniplan.nsf/t/5C003E2B34/$File/w20031303.pdf)
- [7] GRÜNWALD, Alexander. *Zdravotně inženýrské stavby 40: Úprava vody*. Praha, 1997, 103 s. ISBN 80-01-01658-7. Skriptum. ČVUT Praha.
- [8] Základní procesy v technologii úpravy a čištění vod: Fyzikální a fyzikálněchemické procesy. In: *Vysoká škola báňská - Technická univerzita Ostrava* [online]. VŠB - TU Ostrava. Ostrava, 2010 [cit. 2013-06-13]. Dostupné z: http://homen.vsb.cz/hgf/546/Materialy/Radka_2010/zpuv.html
- [9] IWA Water Wiki: Information resource & hub for the global water community. *Sedimentation Processes* [online]. 2009, 30.11.2012 [cit. 2013-06-13]. Dostupné z: <http://www.iwawaterwiki.org/xwiki/bin/view/Articles/SedimentationProcesses>
- [10] SLAVÍČKOVÁ, Kateřina a Marek SLAVÍČEK. *Vodní hospodářství obcí 1 - Úprava a čištění vody*. Praha, 2006, 193 s. ISBN 80-01-03534-4. Skriptum. ČVUT Praha.
- [11] LOZIER, JACANGELO, VICKERS a Michael A. DIMITRIOU. AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION. *Microfiltration and Ultrafiltration Membranes for Drinking Water: Manual of Water Supply Practices*. First Edition. Denver, 2005, 257 s. ISBN 1-58321-360-0.
- [12] VESELÝ, Jaroslav. *Vodohospodářské stavby - Modul 03: Vodní stavby: Studijní opory pro studijní programy s kombinovanou formou studia*. Brno, 2004, 64 s. Studijní opora. VUT Brno.
- [13] DOLEJŠ, Petr. *Možnosti zlepšení provozu úpraven vody optimalizací dávky koagulantu a pH* [online]. Brno, 2008, s. 91 – 96. [cit. 2013-06-26]. Dostupné z: <http://www.smv.cz/res/data/051/005750.pdf>. Článek. VUT Brno.

- [14] *Frakcionalizace přírodních organických látek a hliníku při optimalizaci úpravy vody* [online]. Praha, 2008, s. 1131 – 1137. [cit. 2013-06-26]. Dostupné z: http://www.chemicke-listy.cz/docs/full/2008_12_1131-1137.pdf. Laboratorní přístroje a postupy. Ústav pro hydrodynamiku AV ČR.
- [15] BARTOVSKÁ a Marie ŠÍŠKOVÁ. *Fyzikální chemie povrchů a koloidních soustav*. Praha, 2005, 245 s. ISBN 80-7080-579-X. Skriptum. VŠCHT v Praze.
- [16] KUČERA, Tomáš. *Projekt VHO - Modul 1: jímání a úprava vody: Studijní opory pro studijní programy s kombinovanou formou studia*. Brno, 2006, 44 s. Studijní opora. VUT Brno.
- [17] Polášek P., Pivokonský M., Knesl B., Pivokonská L.: *Gradient rychlosti – přirozený prostředek pro zhutňování tvořících se vloček*. Sborník konference Pitná voda 2008, s. 225-230. W&ET Team, Č. Budějovice 2008. ISBN 978-80-254-2034-8
- [18] *Coagulation and Flocculation: Part 2*. SA, 2010. CE 370. Dostupné z: http://ocw.kfupm.edu.sa/ocw_courses/user062/CE370001/Study%20Materials/Coagulation%20and%20Flocculation_062_Part%202.pdf. Přednáška. KFUPM.
- [19] *Proudění v potrubí: Hydraulika*. Praha, 2012. K141. Dostupné z: http://hydraulika.fsv.cvut.cz/Hydraulika/Hydraulika/Predmety/HY2V/ke_stazeni/prednasky/HY2V_04_Hydraulika_potrubi.pdf. Přednáška. ČVUT Praha.
- [20] Clony: Omezující clony. *Mattech, s.r.o.* [online]. 2013 [cit. 2013-06-30]. Dostupné z: <http://www.mattech.cz/cs/clony/omezujici-clony>
- [21] How The Admixer™ Static Mixer and Blender Works. *Admix.com* [online]. 2013 [cit. 2013-06-30]. Dostupné z: <http://www.admix.com/admixer-how-it-works>
- [22] *Schematické zobrazení proudění v nádrži s jedním míchadlem* [online]. 2013 [cit. 2013-06-30]. Dostupné z: http://www.centroprojekt.cz/img_webimg/img_editor/invent_proudeni_v_nadrzi_jedno_michadlo.jpg
- [23] BAEHR a Werner KOEHL. International Journal for Applied Science: Soluble Silicates – Highly Versatile and Safe. *Cefic - Centre Européen d'Etudes des Silicates* [online]. 2007, roč. 2007, č. 4, s. 88-94 [cit. 2013-07-02]. Dostupné z: <http://www.solublesilicates.eu/docs/BaehrandKoehl2007.pdf>
- [24] VAN DOKKUM, HULSKOTTE, KRAMER a Joël WILMOT. Emission, Fate and Effects of Soluble Silicates (Waterglass) in the Aquatic Environment. *Environmental Science & Technology* [online]. 2004, roč. 2004, č. 38, s. 515-521 [cit. 2013-07-02]. Dostupné z: <http://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es0264697>
- [25] Vodní skla a pojivové systémy. *Vodní sklo a.s.* [online]. 2013 [cit. 2013-07-02]. Dostupné z: <http://vodnisklo.cz/view.php?cisloaktuality=2009082501&mn=13>
- [26] Water glass. In: *The Columbia Electronic Encyclopedia* [online]. Columbia University Press, 2012 [cit. 2013-07-02]. Dostupné z: <http://www.infoplease.com/encyclopedia/science/water-glass.html>
- [27] Nanoiron: Future technology. *Nano iron, s.r.o.* [online]. 2013 [cit. 2013-07-04]. Dostupné z: <http://nanoiron.cz/>
- [28] KAMARUZAMAN, WAN YAACOB a SAMSUDIN. Development of Nano-Zero Valent Iron for the Remediation of Contaminated Water. *Aidic: The Italian*

- Association of Chemical Engineering* [online]. 2012, č. 28, 25 - 30 [cit. 2013-07-04]. ISBN: 978-88-95608-19-8. Dostupné z: <http://www.aidic.it/cet/12/28/005.pdf>
- [29] MA, Luming a ZHANG. Enhanced Biological Treatment of Industrial Wastewater With Bimetallic Zero-Valent Iron. *ENVIRONMENTAL SCIENCE & TECHNOLOGY* [online]. 2008, č. 15, 5384–5389 [cit. 2013-07-04]. Dostupné z: <http://pubs.acs.org/doi/pdf/10.1021/es801743s>
- [30] JUNYAPOON. Use of zero-valent iron for wastewater treatment. *KMITL Science Technology* [online]. 2005, č. 3, 587 - 595 [cit. 2013-07-04]. Dostupné z: <http://www.thaiscience.info/journals/Article/Use%20of%20zero-valent%20iron%20for%20wastewater%20treatment.pdf>
- [31] Degradation of Drinking Water Treatment Plant Infrastructure from Enhanced Coagulation. *ASCE Library: Journal of Infrastructure systems* [online]. 2003, č. 9, 145 - 156 [cit. 2013-07-05]. Dostupné z: <http://ascelibrary.org/doi/abs/10.1061/%28ASCE%291076-0342%282003%299%3A4%28145%29>
- [32] Jar Test Procedure. MOUNTAIN EMPIRE COMMUNITY COLLEGE. *Water.me.vccs.edu: Water/Wastewater Distance Learning Website* [online]. 2012 [cit. 2013-07-08]. Dostupné z: <http://water.me.vccs.edu/courses/env110/coagulation.htm>
- [33] PIVOKONSKÝ, Martin. *Úprava podzemních a povrchových vod: 2. přednáška*. Praha, 2012. Dostupné z: http://www.pivokonsky.wz.cz/UV/uprava_vod_2.pdf. Přednáška. UK Praha.
- [34] 252/2004 Sb. *Vyhláška č. 252/2004 Sb., kterou se stanoví hygienické požadavky na pitnou a teplou vodu a četnost a rozsah kontroly pitné vody*. ČR, 2004.
- [35] Jar-Tester. *Lovibond Water Testing: Tintometr Group* [online]. Dortmund, 2013 [cit. 2013-07-08]. Dostupné z: <http://www.lovibond.com/en/environment/jar-tester/jar-tester>
- [36] ČERNÍK, Miroslav. *Chemicky podporované in situ sanační technologie*. Praha, 2010. Studijní opora. Vysoká škola chemicko-technologická v Praze.
- [37] Vlastnosti vody: Štruktúra vody. *Fakulta prírodných vied, Univerzita Mateja Bela* [online]. Banská Bystrica, 2013 [cit. 2013-11-05]. Dostupné z: <http://www.fpv.umb.sk/~vzdchem/KEGA/TUR/VODA/VlastnostiVody.htm>
- [38] Nefelometr, turbidimetr, fotometr: Jednotky zákalu. *Novotný – Atrima Brno* [online]. 2013, 26.5.2013 [cit. 2013-11-05]. Dostupné z: <http://www.novotny-atrima.com/podpora.html>

SEZNAM TABULEK

| | |
|---|----|
| Tab. 2.1 Limitní koncentrace organických látek a rozpuštěného kyslíku ve vodách [2] | 6 |
| Tab. 2.2 Koncentrace minerálních látek v přírodních vodách [2]..... | 6 |
| Tab. 2.3 Cílové imisní standardy vybraných ukazatelů pro povrchovou vodu využívanou jako zdroj vody pitné [4] | 7 |
| Tab. 2.4 Výhody a nevýhody použití jednotlivých dezinfekčních činidel [10] | 14 |
| Tab. 2.5 Přehled používaných koagulantů na bázi hliníku a železa [10] | 31 |
| Tab. 3.1 Spotřeba vodního skla v západní Evropě [24] | 38 |
| Tab. 3.2 Změny kvality vody z koagulace a možné dopady na degradaci materiálů [31] | 40 |
| Tab. 3.3 Přehled chemických metod pro přípravu nanočástic [36]..... | 42 |
| Tab. 5.1 Naměřené hodnoty při měněné dávce síranu hlinitého | 58 |
| Tab. 5.2 Naměřené hodnoty při měněném pH při nadávkování síranu hlinitého | 59 |
| Tab. 5.3 Naměřené hodnoty při měněné rychlosti rychlého míchání při nadávkování síranu hlinitého | 60 |
| Tab. 5.4 Naměřené hodnoty při měněné rychlosti pomalého míchání při nadávkování síranu hlinitého | 61 |
| Tab. 5.5 Naměřené hodnoty při optimalizaci dávky síranu hlinitého | 63 |
| Tab. 5.6 Naměřené hodnoty při dávkování vodního skla | 65 |
| Tab. 5.7 Naměřené hodnoty při dávkování nanoželeza | 71 |
| Tab. 5.8 Vývoj zákalu v čase po nadávkování nanoželeza | 76 |
| Tab. 5.9 Naměřené hodnoty zákalu při nadávkování síranu hlinitého | 77 |
| Tab. 5.10 Porovnání cen použitých chemikálií | 79 |
| Tab. 5.11 Srovnání účinnosti použitých chemikálií | 81 |

SEZNAM OBRÁZKŮ

| | |
|---|----|
| Obr. 2.1 Blokové schéma jednostupňové úpravy vody bez separačního stupně [3]..... | 17 |
| Obr. 2.2 Blokové schéma úpravy vody s jednostupňovou separací [3] | 17 |
| Obr. 2.3 Blokové schéma úpravy vody s dvoustupňovou separací [3] | 18 |
| Obr. 2.4 Blokové schéma úpravy vody s vícestupňovou separací [3] | 18 |
| Obr. 2.5 Stabilizace elektrickou dvojvrstvou [16] | 20 |
| Obr. 2.6 Relativní hustota makroagregátů agregovaných z mikroagregátů ve flokulačním optimu při různých intenzitách míchání [17]..... | 23 |
| Obr. 2.7 Jdstupňová úprava [10] | 23 |
| Obr. 2.8 Dvoustupňová úprava [10]..... | 24 |
| Obr. 2.9 Clona v potrubí [19] | 25 |
| Obr. 2.10 Schéma jednoduché clony [19] | 25 |
| Obr. 2.11 Proudový míšič [3]..... | 25 |
| Obr. 2.12 Statický míšič [21] | 26 |
| Obr. 2.13 Prstencový vodní skok dle Haindla [3] | 26 |
| Obr. 2.14 Mísicí žlab s vertikálními šterbinami [3] | 27 |
| Obr. 2.15 Mísicí žlab s horizontálními šterbinami [3] | 27 |
| Obr. 2.16 Nejběžnější typy rychlomísčů: A – lopatkový, B - vrtulový [10]..... | 28 |
| Obr. 2.17 Žlabový přepážkový míšič. Horizontální (vlevo) a vertikální (vpravo) [3]..... | 28 |
| Obr. 2.18 Nádrž se stěnami s otvory [3] | 29 |
| Obr. 2.19 Nádrž se stěnami s nastavitelnými otvory [3]..... | 29 |
| Obr. 2.20 Vířivý kuželový míšič [3] | 30 |
| Obr. 2.21 Pádlové míchadlo vertikální s jedním bubnem [3] | 30 |
| Obr. 2.22 Nádrž s hyperboloidním míchadlem [22] | 31 |
| Obr. 3.1 Blokové schéma výroby vodního skla. a) výroba z pevného křemičitanu sodného / draselného, b) výroba hydrotermální reakcí [25] | 36 |
| Obr. 3.2 Druhy křemičitanu sodného [23] | 37 |
| Obr. 3.3 Hrudky křemičitanu [23]..... | 38 |
| Obr. 3.4 Koagulanty používané na vodohospodářských zařízeních [31]..... | 39 |
| Obr. 3.5 Nanočástice Fe (0) při styku se vzdušným kyslíkem [27] | 43 |
| Obr. 3.6 Mechanismus rozkladu Acid Orange II v systému Fe ⁰ -H ₂ O [30]..... | 44 |
| Obr. 3.7 Stolní experimentální nastavení kombinovaného ZVI – biologického systému čištění [29] | 46 |
| Obr. 3.8 (a) Porovnání účinnosti čištění (%) stolních, poloprovozních a plnohodnotných studií. (b)Trendy BSK a CHSK během 130ti denního provozu systému ZVI – biologického čištění v plném rozsahu [29] | 47 |

| | |
|--|----|
| Obr. 4.1 Schéma pracovního postupu sklenicové optimalizační zkoušky [33] | 50 |
| Obr. 4.2 Míchací kolona Lovibond ET 740 | 52 |
| Obr. 4.3 Turbidimetr HACH 2100Q is | 52 |
| Obr. 4.4 Pipeta Eppendorf Research plus | 53 |
| Obr. 5.1 Odběrné místo – Sokolské koupaliště | 57 |
| Obr. 5.2 Závislost zákalu na dávce síranu hlinitého | 59 |
| Obr. 5.3 Závislost zákalu na hodnotě pH | 60 |
| Obr. 5.4 Závislost zákalu na úrovni rychlého míchání | 61 |
| Obr. 5.5 Závislost zákalu na úrovni pomalého míchání | 62 |
| Obr. 5.6 Závislost zákalu na optimalizované dávce síranu hlinitého | 62 |
| Obr. 5.7 Závislost odstranění zákalu na dávce síranu hlinitého | 63 |
| Obr. 5.8 Sedimentující částice po optimalizaci dávky – zleva 0,080; 0,105; 0,130 a 0,155 ml/l | 64 |
| Obr. 5.9 Závislost zákalu na dávce vodního skla | 66 |
| Obr. 5.10 Závislost odstranění zákalu na dávce vodního skla | 66 |
| Obr. 5.11 Závislost zbytkového množství chromu na dávce vodního skla | 67 |
| Obr. 5.12 Závislost odstranění chromu na dávce vodního skla | 67 |
| Obr. 5.13 Závislost zbytkového množství fosforu na dávce vodního skla | 68 |
| Obr. 5.14 Závislost odstranění fosforu na dávce vodního skla | 69 |
| Obr. 5.15 Pomalé míchání nadávkovaného vodního skla – zleva 0,330; 0,355; 0,380 a 0,405 ml/l | 69 |
| Obr. 5.16 Sedimentace, nadávkované vodní sklo – zleva 0,230; 0,255; 0,280 a 0,305 ml/l ... | 70 |
| Obr. 5.17 NANOFER 25 po homogenizaci | 72 |
| Obr. 5.18 Závislost zákalu na dávce nanoželeza | 72 |
| Obr. 5.19 Závislost nárůstu zákalu na dávce nanoželeza | 73 |
| Obr. 5.20 Závislost zbytkového množství chromu na dávce nanoželeza | 73 |
| Obr. 5.21 Závislost odstranění chromu na dávce nanoželeza | 74 |
| Obr. 5.22 Závislost zbytkového množství fosforu na dávce nanoželeza | 74 |
| Obr. 5.23 Závislost odstranění fosforu na dávce nanoželeza | 75 |
| Obr. 5.24 NANOFER 25 – dávka 0,6 g Fe ⁰ po 7 min. sedimentace | 75 |
| Obr. 5.25 NANOFER 25 – dávka 0,6 g Fe ⁰ po 24 hodinách | 76 |
| Obr. 5.26 Vývoj zákalu v čase po nadávkování nanoželeza | 77 |
| Obr. 5.27 Vývoj zákalu při různých dávkách síranu hlinitého | 78 |
| Obr. 5.28 Porovnání nákladů na vodní sklo a nanoželeza při použitých dávkách | 79 |
| Obr. 5.29 Porovnání odstranění Cr (III) pomocí vodního skla a nanoželeza | 80 |

| | |
|--|----|
| Obr. 5.30 Porovnání odstranění fosforu pomocí vodního skla a nanoželeza..... | 80 |
|--|----|

SEZNAM POUŽITÝCH ZKRATEK A SYMBOLŮ

| | |
|-------------------------------------|---|
| NV | nařízení vlády |
| ČR..... | Česká republika |
| BSK ₅ | biochemická spotřeba kyslíku pětidenní |
| CHSK _{Cr} | chemická spotřeba kyslíku stanovená dichromanem draselným |
| CHSK _{Mn} | chemická spotřeba kyslíku stanovená manganistanem draselným |
| O ₂ | kyslík |
| MH | mezní hodnota |
| TOC | celkový organický uhlík |
| N _c | celkový dusík |
| NH ₄ ⁺ | amonný kation |
| Fe | železo |
| Mn | mangan |
| KTJ/100 ml..... | kolonie tvořící jednotku na 100 mililitrů |
| °C..... | stupeň Celsia |
| ČSN | česká technická norma |
| ntu..... | nefelometrická jednotka zákalu |
| ZF | nefelometrická jednotka zákalu |
| MF | mikrofiltrace |
| UF | ultrafiltrace |
| UV záření | ultrafialové záření |
| Cl ₂ | plynný chlór |
| ClO ₂ | oxid chloričitý |
| NaClO..... | chlornan sodný |
| O ₃ | ozón |
| Ag ⁺ | kationt stříbra |
| Cu ²⁺ | kation mědi |
| CuSO ₄ | modrá skalice |
| E ₀ | oxidačně-redukční potenciál |
| KNK _{4,5} | kyselá neutralizační kapacita |
| CO ₂ | oxid uhličitý |
| Ca ²⁺ | vápenatý kation |
| HCO ₃ ⁻ | hydrogenuhlíčitanový anion |
| CaCO ₃ | uhlíčitan vápenatý |

| | |
|--------------------------------|--|
| Fe (III) |železo v mocenství III |
| Al (III) |hliník v mocenství III |
| ξ potenciál |elektrokinetický potenciál |
| G |střední gradient rychlosti |
| t |doba vložování |
| Ca |Campovo číslo |
| DN |jmenovitý vnitřní průměr potrubí |
| CEES |Centre Europe´en d'Etude des Silicates (západoevropští výrobci křemičitanů) |
| USA |Spojené státy americké |
| U.S. EPA |Agentura ochrany životního prostředí působící v USA |
| NOM |přírodní organické látky |
| HCl |kyselina chlorovodíková |
| H ₂ SO ₄ |kyselina sírová |
| Al(OH) ₃ |hydroxid hlinitý |
| Fe(OH) ₃ |hydroxid železitý |
| Al ³⁺ |hlinitý kation |
| ZVI |nula-mocné železo |
| ČOV |čistírna odpadních vod |
| OV |odpadní voda |
| 38CrMoAl |typ vysokojakostní oceli |
| Mo |molibden |
| S |síra |
| P |fosfor |
| Ni |nikl |
| \$ |americký dolar |
| TSS |nerozpuštěné pevné látky |
| Cu |měď |
| NH ₃ -N |amoniakální dusík |
| N |dusík |
| Fe ³⁺ |železitý kation |
| DOC |rozpuštěný organický uhlík |
| LED |světlo emitující dioda |
| rpm |počet otáček za minutu |
| Fe (0) |nula-mocné železo |

| | |
|---|--------------------------------------|
| Cr (III) |chrom v mocenství III |
| Cr (VI) |chrom v mocenství VI |
| H ₂ O |molekula vody |
| H ⁺ |kation vodíku |
| Ca(OH) ₂ |hydroxid vápenatý |
| Ca(HCO ₃) ₂ |hydrogenuhličitan vápenatý |
| Na ₂ CO ₃ |uhličitan sodný |
| NaOH |hydroxid sodný |
| AlO ₂ ⁻ |hlinitanový anion |
| Al ₂ (SO ₄) ₃ |síran hlinitý |
| Al(OH) ₃ |hydroxid hlinitý |
| Fe(OH) ₃ |hydroxid železitý |
| PAC |Polyaluminiumchlorid |
| OH ⁻ |hydroxidový anion |
| Cl ⁻ |anion chlóru |
| SO ₄ ²⁻ |síranový anion |
| AlCl ₃ |chlorid hlinitý |
| FeCl ₃ |chlorid železitý |
| SiO ₂ |oxid křemičitý |
| K ₂ CO ₃ |potaš |
| KOH |hydroxid draselný |
| LiOH |hydroxid lithný |
| Na ₂ O |oxid sodný |
| K ₂ O |oxid draselný |
| Li ₂ O |oxid lithný |
| ES |evropská směrnice |
| NZVI |nanočástice nula-mocného železa |
| NaBH ₄ |borohydrid sodný |
| As (III) |arsen v mocenství III |
| As (V) |arsen v mocenství V |
| Fe (II) |železo v mocenství II |
| C ₀ |počáteční koncentrace |
| C _t |koncentrace v čase t |
| MP |molekulární poměr |

SUMMARY

This Master's thesis deals with possibilities of water treatment plants innovation opportunities and consists of five main chapters. The introductory part of the thesis justifies a need for continuous search for new technological possibilities in treatment of raw water into potable water. Along with the aspect of limited amount of high quality drinking water, a major cause of finding innovative technologies for drinking water treatment are legal regulative requirements of water quality.

After the introductory section the chapter devoted to the treatment of surface water follows. This part of the thesis deals with the quality of available water resources given over to be modified to potable water and pollutants present in this water. Furthermore, this part describes currently used water treatment technologies. Those are commonly used technologies and also several not so frequently used technological processes. Over and above, this passage discusses the ways of ensuring sanitary safety of potable water produced in an accordance with applied regulative requirements. In addition to description of used disinfectants, also a summary table is presented to compare the advantages and disadvantages of each of the mentioned methods providing hygienic safety of water.

Next part of the thesis is about used types of water treatment plants. Specifically, it is about the treatment modification from a simple water treatment without the separation stage to water treatment with multistage separation or to the subsequent water treatment. This is followed by a subchapter dealing with the formation of a suspension. This part presents the principle of creation of suspension, describes the relationship between colloidal particles and their electro-kinetic potential. In addition it deals with the its own coagulation kinetics and device in which this process occurs. The following pages describe the types of used coagulants, their pros and cons, and their effectiveness. Apart from that, the basic equation explaining both the operating principle of these substances to remove contamination from raw water and the preparation of potable water.

The next chapter is focused on possibilities of innovations in process of water treatment. In this chapter I present water glass and its possible usage in removing specific pollution, particularly elimination of chromium and phosphorus from the raw water used for preparation of potable water. A part of the presentation of performance characteristics and the possible use of water glass is the publication of several specific pieces of knowledge from foreign operations, where the water glass is already used to remove chromium and phosphorus from raw water. Part of this work is to outline potential problems caused by the use of water glass in water treatment too. Apart from water glass as the representative of innovative technologies in potable water treatment, nanoiron is introduced. In this master's thesis the possible ways of making nanoparticles of iron are explained and there are also equations describing a reduction of pollutants. Another part of the work on the nanoiron is a case study from China, where the technology is already being used.

The next section describes the experimental theory, namely jar optimization test. There are basic procedures calculating the dose of chemicals and a description of how to perform the optimization test itself. Further, there is noted an assessment of carried out tests. Part of the presentation of experimental test is a basic description of the utilities, chemicals and measured values.

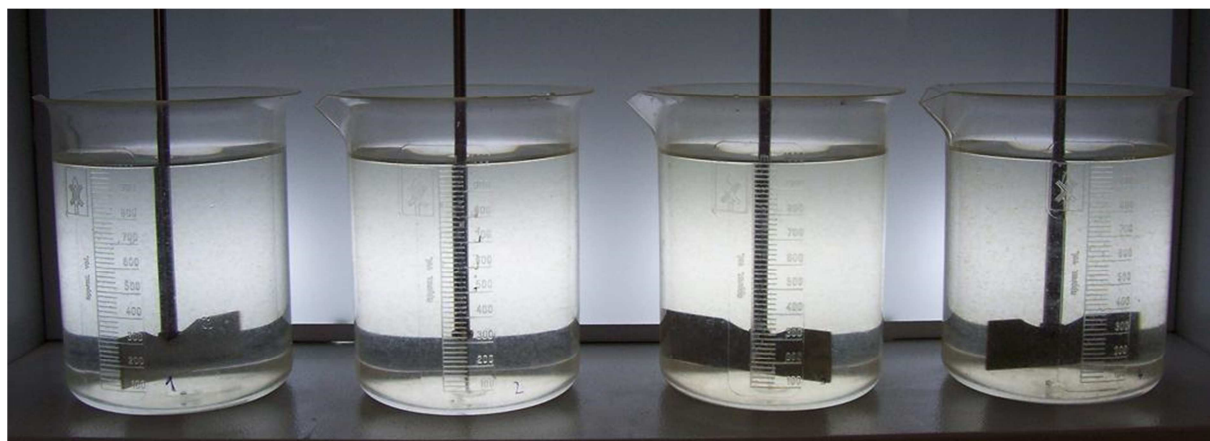
The main chapter of this master's thesis is the fifth chapter, which presents the results obtained from the experimental part. Sequentially, there are presented the results obtained from laboratory experiments with liquid aluminum sulfate, sodium water glass and nanoiron represented by Nanofer 25. The data obtained are showed in tables completed with charts,

photographs taken during laboratory experiments and written commentary. In conclusion of this thesis is a comparison of used chemicals in terms of expenses and removal efficiency of regulated pollutants. The conclusion summarizes findings obtained during laboratory experiments.

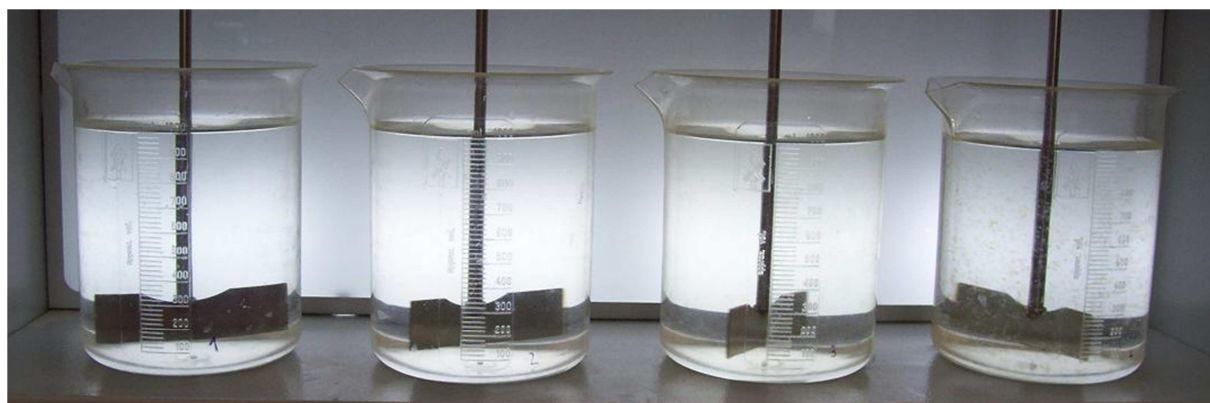
PŘÍLOHA A – FOTODOKUMENTACE



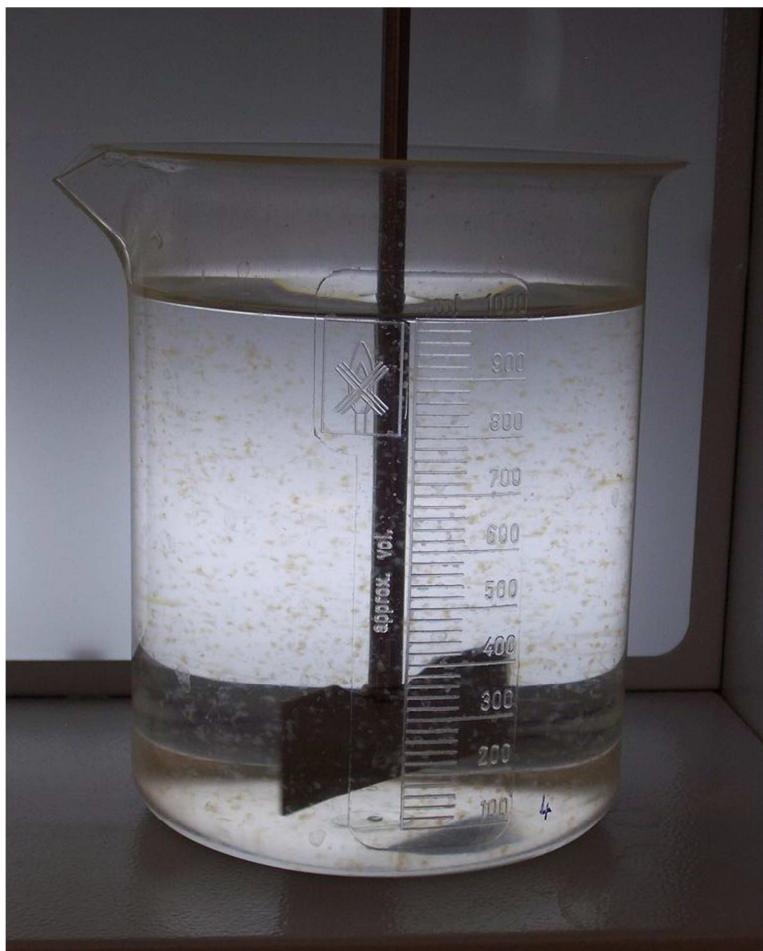
Obr. 1 – Fáze pomalého míchání při nadávkování síranu hlinitého, dávky zleva 0,030 ml; 0,055 ml; 0,080 ml a 0,105 ml na 1 litr modelové vody



Obr. 2 – Fáze pomalého míchání během optimalizace dávky síranu hlinitého, dávky zleva 0,080 ml; 0,105 ml; 0,130 ml a 0,155 ml na 1 litr modelové vody



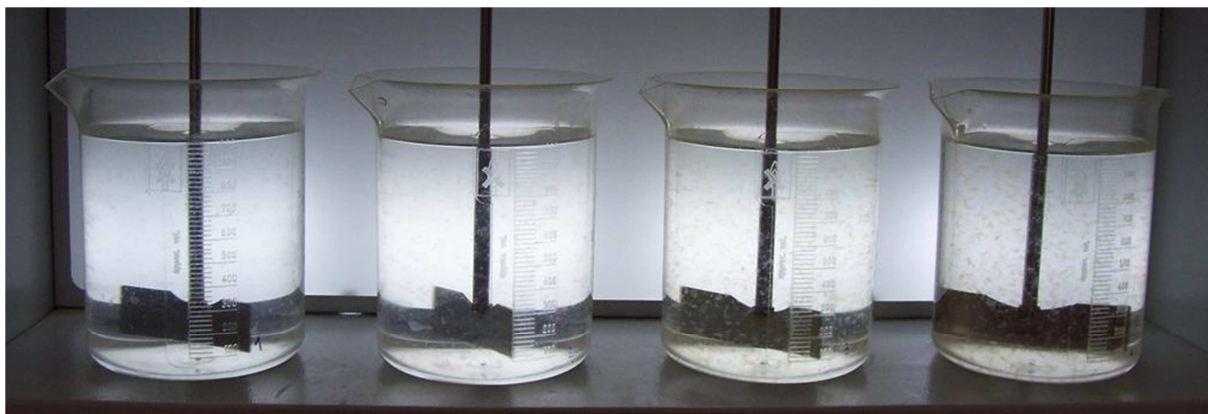
Obr. 3 – Fáze pomalého míchání při nadávkování vodním skle, dávky zleva 0,130 ml; 0,155 ml; 0,180 ml a 0,205 ml na 1 litr modelové vody



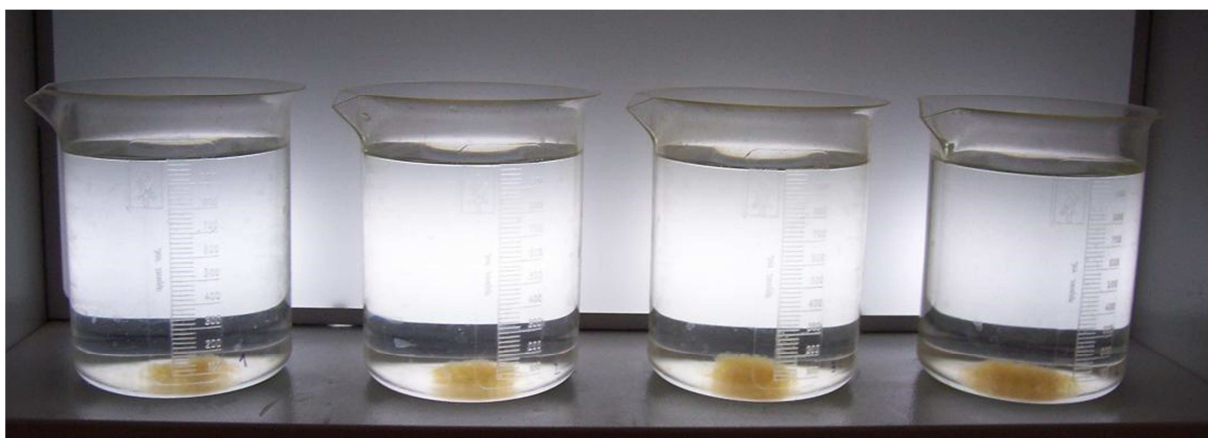
Obr. 4 – Fáze pomalého míchání při dávce 0,205 ml vodního skla na 1 litr modelové vody



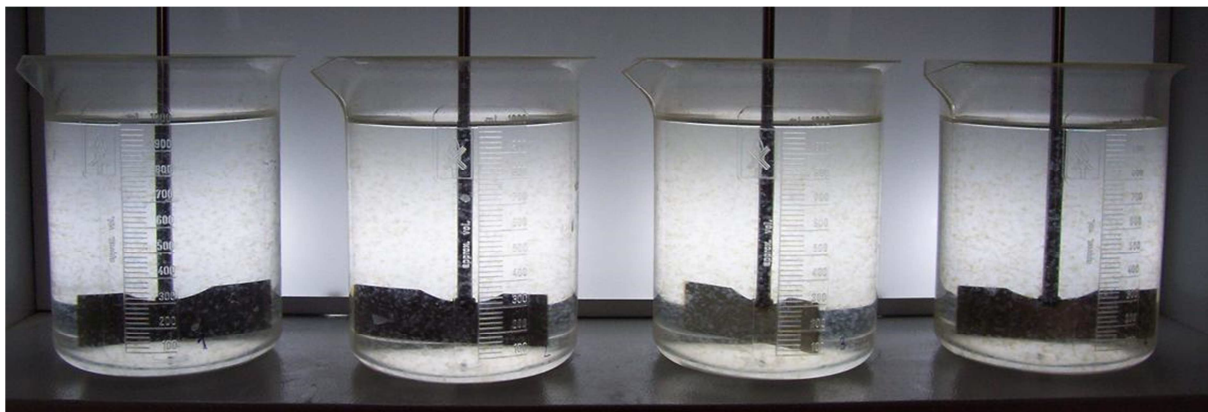
Obr. 5 – Sedimentace při nadávkovaném vodním skle, dávky zleva 0,130 ml; 0,155 ml; 0,180 ml a 0,205 ml na 1 litr modelové vody



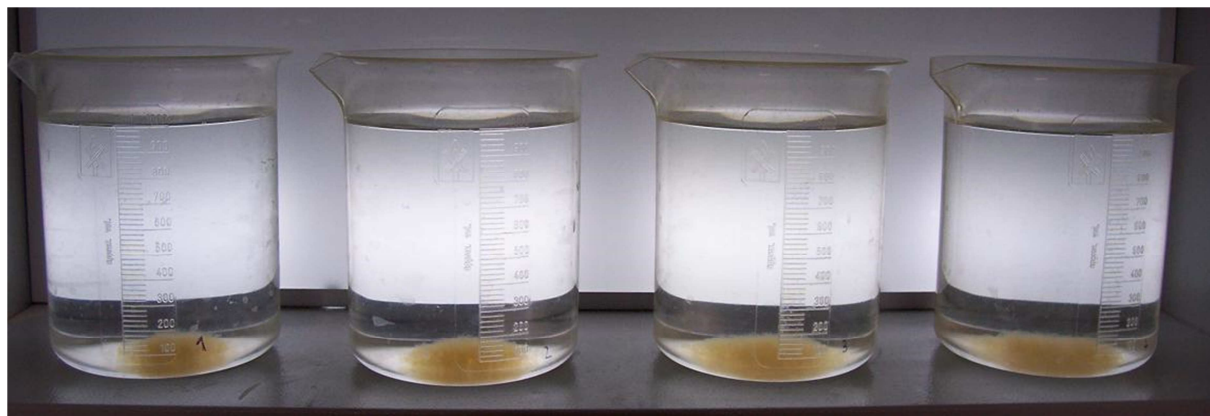
Obr. 6 – Fáze pomalého míchání při nadávkovaném vodním skle, dávky zleva 0,230 ml; 0,255 ml; 0,280 ml a 0,305 ml na 1 liter modelové vody



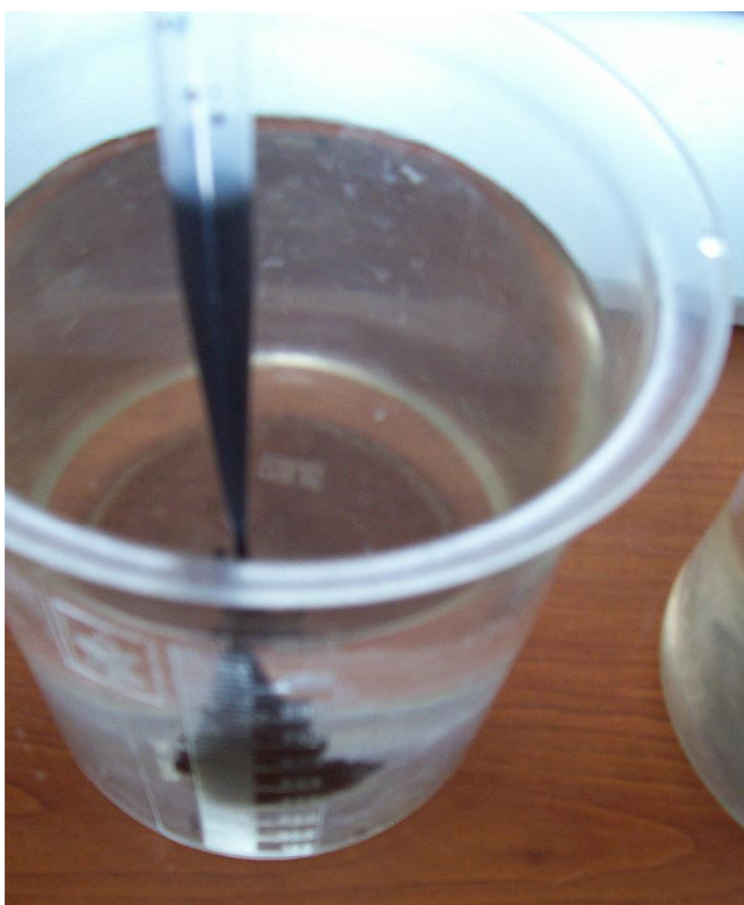
Obr. 7 – Sedimentace při nadávkovaném vodním skle, dávky zleva 0,230 ml; 0,255 ml; 0,280 ml a 0,305 ml na 1 liter modelové vody



Obr. 8 – Fáze pomalého míchání při nadávkovaném vodním skle, dávky zleva 0,330 ml; 0,355 ml; 0,380 ml a 0,405 ml na 1 liter modelové vody



Obr. 9 – Sedimentace při nadávkovaném vodním skle, dávky zleva 0,330 ml; 0,355 ml; 0,380 ml a 0,405 ml na 1 litr modelové vody



Obr. 10 – Dávkování 0,6 g Fe^0 do 1 litru modelové vody



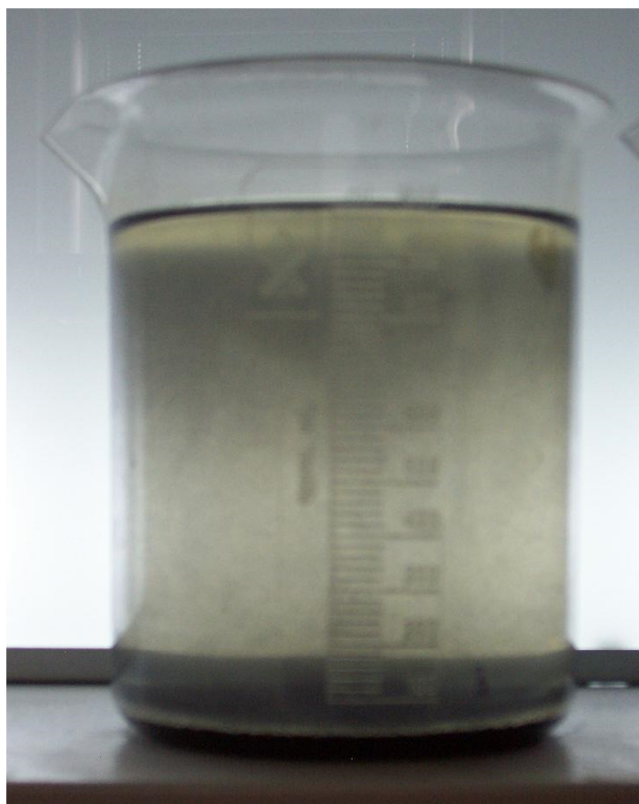
Obr. 11 – Homogenizace obsahu po nadávkování 0,6 g Fe^0 do 1 litru modelové vody



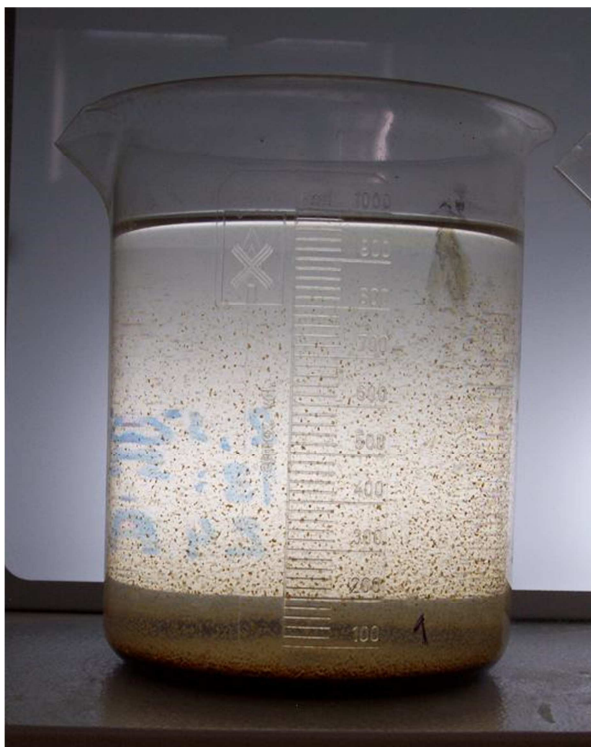
Obr. 12 – NANOFER 25 po homogenizaci obsahu, dávka 0,6 g Fe^0 do 1 litru modelové vody



Obr. 13 – NANOFE 25, dávka 0,6 g Fe^0 do 1 litru modelové vody po 3 min sedimentace



Obr. 14 – NANOFE 25, dávka 0,6 g Fe^0 do 1 litru modelové vody po 20 min sedimentace



Obr. 15 – NANOFE⁰R 25, dávka 0,6 g Fe⁰ do 1 litru modelové vody po 24 hod sedimentace



Obr. 16 – dávka 0,6 g Fe⁰ NANOFE⁰Ru 25 do 1 litru modelové vody + síran hlinitý v dávkách zleva 0,100 ml; 0,150 ml; 0,200 ml a 0,250 ml během rychlého míchání



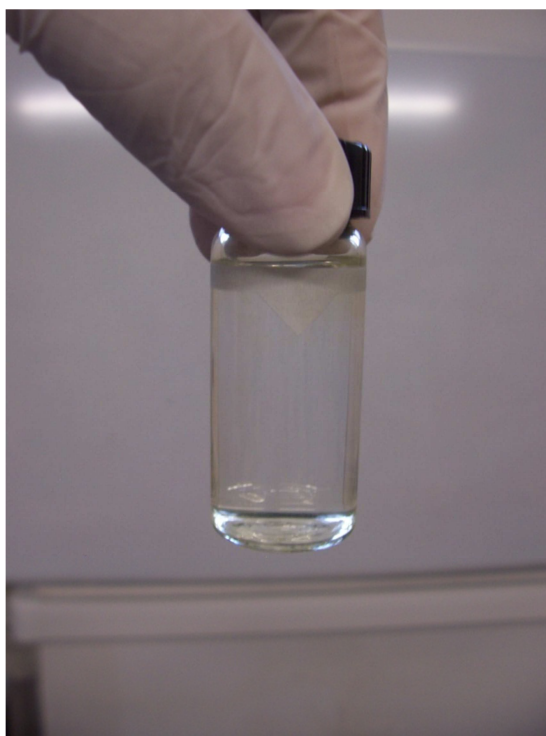
Obr. 17 – dávka 0,6 g Fe⁰ NANOFE⁰Ru 25 do 1 litru modelové vody + síran hlinitý v dávkách zleva 0,100 ml; 0,150 ml; 0,200 ml a 0,250 ml po 2 min sedimentace



Obr. 18 – dávka 0,6 g Fe^0 NANOFeRu 25 do 1 litru modelové vody + síran hlinitý v dávkách zleva 0,100 ml; 0,150 ml; 0,200 ml a 0,250 ml po 45 min sedimentace



Obr. 19 – dávka 0,6 g Fe^0 NANOFeRu 25 do 1 litru modelové vody + síran hlinitý v dávkách zleva 1 ml; 2 ml; 3 ml a slepý vzorek po 1 hod sedimentace



Obr. 20 – odebraný vzorek, dávka 0,6 g Fe^0 do 1 litru modelové vody + 3 ml síranu hlinitého po sedimentaci